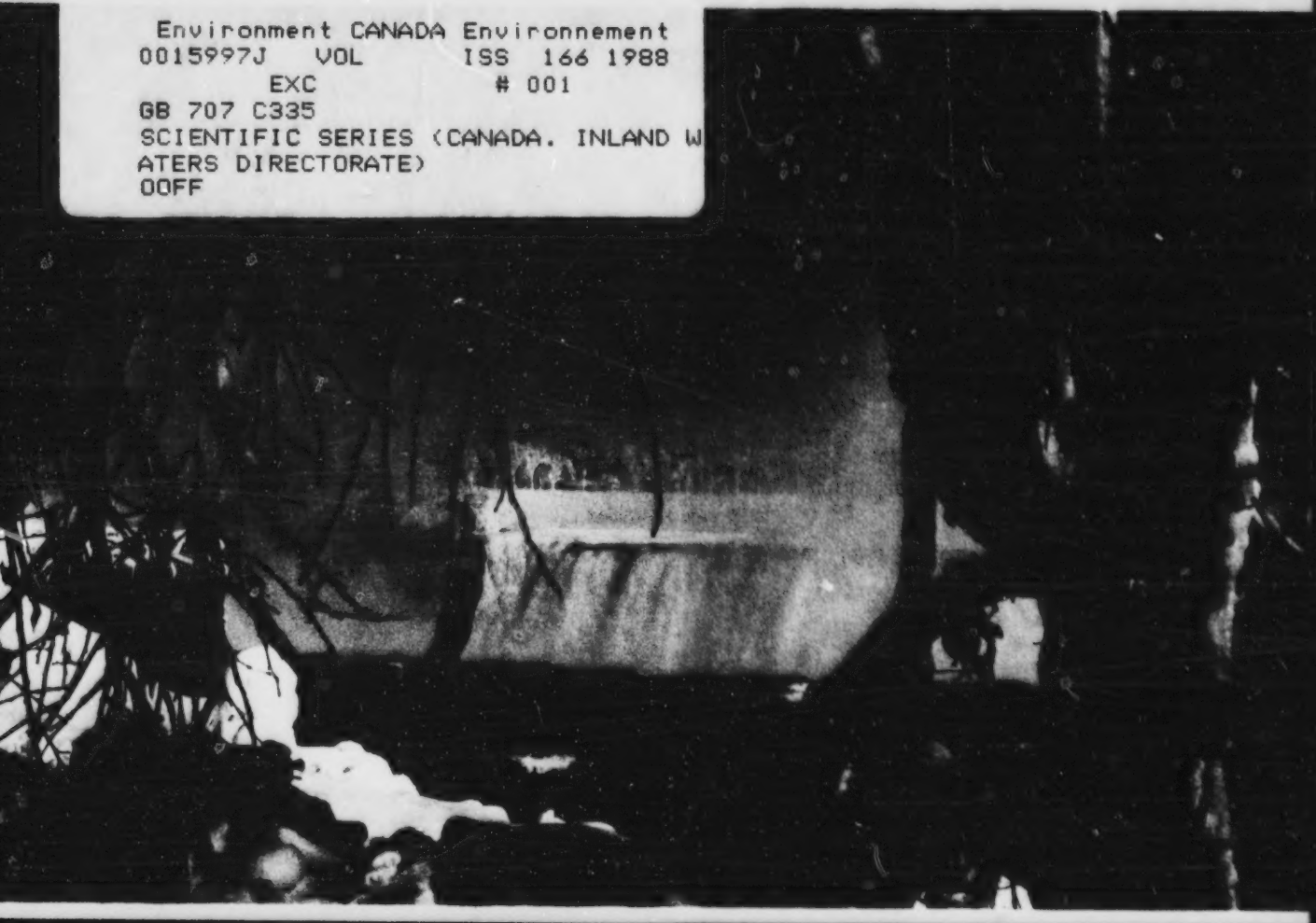
Environment Canada Environnement Canada

A Mathematical Description of the Effects of Prolonged Water Level Fluctuations on the Areal Extent of Marshlands

R.P. Bukata, J.E. Bruton, J.H. Jerome and W.S. Haras

Environment CANADA Environnement
0015997J VOL ISS 166 1988
EXC # 001
GB 707 C335
SCIENTIFIC SERIES (CANADA. INLAND W
ATERS DIRECTORATE)
OOFF



SCIENTIFIC SERIES NO. 166

INLAND WATERS DIRECTORATE
NATIONAL WATER RESEARCH INSTITUTE
CANADA CENTRE FOR INLAND WATERS
BURLINGTON, ONTARIO, 1988

(Disponible en français sur demande)

Canada

89-01174/

Environment Canada Environnement Canada

A Mathematical Description of the Effects of Prolonged Water Level Fluctuations on the Areal Extent of Marshlands

R.P. Bukata,* J.E. Bruton,* J.H. Jerome* and W.S. Harast

*Environment Canada
National Water Research Institute
Rivers Research Branch
Water Quality Modelling/Monitoring
Canada Centre for Inland Waters
Burlington, Ontario
L7R 4A6

†Fisheries and Oceans
Pacific and Freshwater Fisheries
Great Lakes Fisheries Research Branch
Canada Centre for Inland Waters
Burlington, Ontario
L7R 4A6

SCIENTIFIC SERIES NO. 166

INLAND WATERS DIRECTORATE
NATIONAL WATER RESEARCH INSTITUTE
CANADA CENTRE FOR INLAND WATERS
BURLINGTON, ONTARIO, 1988

(Disponible en français sur demande)

Published by authority of
the Minister of the Environment

© Minister of Supply and Services Canada 1988

Cat. No. En 36-502/166E

ISBN 0-662-16472-5

Contents

	Page
ABSTRACT	viii
RÉSUMÉ	ix
MANAGEMENT PERSPECTIVE	x
1. INTRODUCTION	1
2. GEOMETRIC MARSH MODEL: LINEAR SHORELINES	4
3. GEOMETRIC MARSH MODEL: CONVEX AND CONCAVE SHORELINES	8
4. GEOMETRIC MARSH MODEL: ELLIPTICAL SHORELINES	20
5. MARSH MODEL COMPUTER PROGRAM	31
6. CONCLUSION	33
REFERENCES	34
APPENDIX. Computer program listing	37

Illustrations

Figure 1.	Linear shoreline marsh configuration (a) plan view and (b) vertical cross section	4
Figure 2.	Relationships between b_n/b_o (the ratio of linear shoreline marsh area associated with water level condition R_n above datum to the linear shoreline marsh area associated with zero water level datum) and tan α/tan β (ratio of offshore to onshore slopes) for a variety of R_n/d values	5
Figure 3.	Relationship between b_n/b_o and R_n/d for a linear shoreline marsh	7
Figure 4.	Angular sector of (a) convex shoreline marsh and (b) concave shoreline marsh	8
Figure 5.	Relationships between the concave shoreline marsh factor $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ and offshore slope α for a variety of S_o values	11
Figure 6.	Relationships between the concave shoreline marsh factor $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ and offshore slope α for a variety of increased water level values R_n	11

Illustrations (Cont.)

Page

Figure 7. Relationships between the concave shoreline marsh factor $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ and offshore slope α for a variety of onshore slopes β and initial marsh size of 250 m 12

Figure 8. Relationships between the concave shoreline marsh factor $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ and offshore slope α for a variety of onshore slopes β and initial marsh size of 50 m 12

Figure 9. Relationships between the concave shoreline marsh factor $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ and offshore slope α for a variety of initial marsh sizes and onshore slope $\beta = 90^\circ$ (i.e. a non-regenerative marsh) for $R_n = 1.0$ m. 13

Figure 10. Relationships between the concave shoreline marsh factor $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ and offshore slope α for a variety of initial marsh sizes and onshore slope $\beta = 90^\circ$ (i.e. a non-regenerative marsh) for $R_n = 1.25$ m 13

Figure 11. Relationships between the concave shoreline marsh factor $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ and offshore slope α for a variety of increased water level values R_n and onshore slope $\beta = 90^\circ$ (i.e. a non-regenerative marsh). 13

Figure 12. Relationships between A_n/A_o (the ratio of concave shoreline marsh area associated with water level condition R_n above datum to the concave shoreline marsh area associated with zero water level datum) and offshore slope α for a variety of S_o values. 14

Figure 13. Relationships between the linear marsh ratio b_n/b_o and offshore slope α for a variety of increased water levels R_n. 15

Figure 14. Relationships between A_n/A_o for concave shoreline marshes and offshore slope α for a variety of R_n values 15

Figure 15. Relationships between A_n/A_o for concave shoreline marshes and offshore slope α for a variety of onshore slopes β. 15

Figure 16. Relationships between b_n/b_o for linear shoreline marshes and offshore slope α for a variety of onshore slopes β. 15

Figure 17. Relationships between A_n/A_o for concave shoreline marshes and offshore slope α for a variety of S_o values and onshore slope $\beta = 90^\circ$ (i.e. a non-regenerative marsh) 16

Figure 18. Relationships between A_n/A_o for concave shoreline marshes and offshore slope α for a variety of R_n values and onshore slope $\beta = 90^\circ$ (i.e. a non-regenerative marsh) 16

Figure 19. Relationships between b_n/b_o for linear shoreline marshes and offshore slope α for a variety of R_n values and onshore slope $\beta = 90^\circ$ (i.e. a non-regenerative marsh) 17

Illustrations (Cont.)

Page

Figure 20. Relationships between the convex shoreline marsh factor $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ and offshore slope α for a variety of S_o values. 17

Figure 21. Relationships between A_n/A_o for convex shoreline marshes and offshore slope α for a variety of S_o values 18

Figure 22. Relationships between A_n/A_o for convex shoreline marshes and offshore slope α for a variety of S_o values and onshore slope $\beta = 90^\circ$ (i.e. a non-regenerative marsh) 18

Figure 23. Relationships between A_n/A_o for convex shoreline marshes and offshore slope α for a variety of R_n values 18

Figure 24. Relationships between A_n/A_o for convex shoreline marshes and offshore slope α for a variety of R_n values and onshore slope $\beta = 90^\circ$ (i.e. a non-regenerative marsh) 18

Figure 25a. General elliptical shoreline marsh condition typifying the convex nature of islands and headlands 21

Figure 25b. General elliptical shoreline marsh condition typifying the concave nature of bays and bights 21

Figure 25c. Geometric parameters for elliptical shoreline marshes. 22

Figure 25d. Establishment of elliptical shoreline marshes at river mouths or coves 22

Figure 26. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 0.5$ for a variety of S_o values 23

Figure 27. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 1.0$ for a variety of S_o values. 23

Figure 28. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 10$ for a variety of S_o values 24

Figure 29. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 0.5$ for a variety of S_o values and $\beta_v = 90^\circ$ (i.e. partially non-regenerative marsh) 24

Figure 30. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 1.0$ for a variety of S_o values and $\beta_v = 90^\circ$ (i.e. partially non-regenerative marsh). 24

Figure 31. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 10$ for a variety of S_o values and $\beta_v = 90^\circ$ (i.e. partially non-regenerative marsh). 24

Illustrations (Cont.)

Page

Figure 32. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 0.5$ for a variety of β_u values 25

Figure 33. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 1.0$ for a variety of β_u values 25

Figure 34. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 10$ for a variety of β_u values 26

Figure 35. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 0.5$ for a variety of β_u values and $\beta_v = 90^\circ$ (i.e. partially non-regenerative marsh) 26

Figure 36. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 1.0$ for a variety of β_u values and $\beta_v = 90^\circ$ (i.e partially non-regenerative marsh) 26

Figure 37. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 10$ for a variety of β_u values and $\beta_v = 90^\circ$ (i.e. partially non-regenerative marsh) 26

Figure 38. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 0.5$ for a variety of R_n values 27

Figure 39. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 1.0$ for a variety of R_n values 27

Figure 40. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 10$ for a variety of R_n values 27

Figure 41. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 0.5$ for a variety of R_n values and $\beta_v = 90^\circ$ (i.e. partially non-regenerative marsh) . . . 27

Figure 42. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 1.0$ for a variety of R_n values and $\beta_v = 90^\circ$ (i.e. partially non-regenerative marsh) . . . 28

Figure 43. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 10$ for a variety of R_n values and $\beta_v = 90^\circ$ (i.e. partially non-regenerative marsh) 28

Illustrations (Cont.)

Page

Figure 44. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u for a variety of ellipticity factor values 28

Figure 45. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u for a variety of ellipticity factor values and $\beta_v = 90^\circ$ (i.e. partially non-regenerative marsh) 29

Figure 46. Relationships between A_n/A_o for convex elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u for a variety of ellipticity factor values 30

Figure 47. Relationships between A_n/A_o for convex elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u for a variety of ellipticity factor values and $\beta_v = 90^\circ$ (i.e. partially non-regenerative marsh) 30

Abstract

The chemical, biological, and physical interrelationships dictating the environmental status and evolution of shoreline wetlands are clearly dependent upon water level fluctuations of both short-term (i.e. seasonal) and long-term (i.e. longer than seasonal) time scales. In this report, the impact of prolonged water level changes on the areal extent of shoreline marshlands is discussed. The model presented is a simple conceptual approach based solely upon the geometric variables defining the morphology of the marsh and its confining basin. Two general and contradictory conditions are considered. Both conditions tacitly assume that the marshland in question contains a phreatophytic vegetation canopy, and that the dynamic nature of the plant/atmosphere/sustaining soil relationships, while disregarded, is nonetheless acting in a manner that preserves rather than destroys the marsh proper. The first condition, however, assumes that both the offshore and onshore reaches of the wetland area are capable of supporting and transforming either marshland or onshore vegetation as required, and that, given sufficient regeneration time, a dynamic equilibrium may be established between marsh and onshore conditions. The second condition tacitly assumes no such vegetative equilibrium may be established on the onshore reaches.

Dividing the principal shoreline marsh configurations into the general geometric categories of linear, concave/convex, and elliptical, mathematical expressions are developed that relate changes in persistent water levels to the disappearance or re-emergence of marshlands in terms of the onshore and offshore slopes of the wetlands, the change in water level, the initial marsh area, and the maximum marsh depth beyond which emergent vegetation becomes indiscernible in a synoptic overview.

A "user-friendly" computer program written in IBM PC BASIC has been included. This computer program is intended to enable workers concerned with particular marshland regions to use the predictive (both for conditions of total vegetative regeneration and total vegetative non-regeneration) capabilities of the conceptual mathematical marsh model to evaluate the impacts of either naturally occurring or anticipated man-made changes in persistent ambient wetland water levels.

Résumé

Les relations d'échanges chimiques, biologiques et physiques qui dictent les conditions de milieu et l'évolution des milieux humides de rives dépendent de façon évidente des fluctuations du niveau de l'eau, sur une courte période (c'est-à-dire fluctuations saisonnières) aussi bien que sur une longue période (c'est-à-dire fluctuations plus longues que saisonnières). Ce document étudie les liens entre les changements prolongés du niveau de l'eau et la superficie des marais riverains. Le modèle utilisé constitue une approche conceptuelle simple basée uniquement sur les variables géométriques qui définissent la morphologie du marais et de son bassin adjacent. Deux conditions générales et contradictoires sont envisagées. Ces deux conditions sous-entendent que le marais comporte un couvert végétal de phréatophytes et que la nature dynamique des relations entre les plantes, l'atmosphère et le sol nourricier, bien qu'on n'en tienne pas compte, exerce une action préservative plutôt que destructive sur le marais. Sous la première condition, toutefois, on suppose que les parties sous l'eau et hors de l'eau de la superficie du terrain humide peuvent alimenter et transformer la végétation du marais ou du terrain hors de l'eau et que, si la période de régénération est suffisante, un équilibre dynamique s'établira entre les conditions du marais et celles de la rive. Sous la deuxième condition, on sous-entend qu'un tel équilibre du couvert végétal ne peut s'établir sur les rives.

Lorsqu'on distingue les principales configurations du marais riverain à l'aide des grandes catégories géométriques, soit linéaire, concave, convexe et elliptique, on parvient à des expressions mathématiques qui relient les changements persistants dans les niveaux d'eau à la disparition ou l'émergence des marais, en termes de pentes sous l'eau et hors de l'eau des milieux humides, de changement du niveau de l'eau, de superficie du marais initial et de profondeur maximale du marais au-delà de laquelle la végétation émergente ne peut être distinguée dans une vue synoptique.

Ce document comprend un programme informatique simple à utiliser et écrit en BASIC pour un IBM PC. Le but du programme informatique est de permettre aux chercheurs s'intéressant à des marais particuliers d'utiliser les prévisions issues du modèle conceptuel mathématique du marais (autant pour prévoir la condition de régénération totale du couvert végétal que la condition de non-régénération totale du couvert végétal). Les chercheurs évalueront les répercussions des changements provenant de phénomènes naturels ou provoqués par l'homme sur les niveaux d'eau persistants des milieux humides ambiants.

Management Perspective

Coastal wetlands are vibrant, valuable, and vulnerable ecosystems that support a delicately balanced vegetation/fishstock/waterfowl population. Since this delicate population balance necessitates that coastal wetlands act as simultaneous locales of spawning, nursing, and feeding, water levels play an integral role in the status and continual evolution of these wetlands. Equally important to the overall problems of water availability are the level fluctuations characterizing this available water. Marshlands require seasonal or short-term water level fluctuations to maintain the continuum of life cycle activities so essential to their evolution. Nutrients must be imported and waste materials must be flushed away.

Fluctuations of time scales significantly different from seasonal can serve to compound these seasonal effects, and thereby induce effects which may or may not be desirable. Coastal storms, for example, can produce devastating consequences. Long-term (substantially greater than seasonal) water level fluctuations may produce shifts in indigenous plant communities, corresponding shifts in wetland classifications and areal extents, and the possibility of dramatic impacts on the fish and wildlife populations. The relationships between water level fluctuations and the areal extent of coastal marshlands are, therefore, clearly important to any assessment which attempts to understand and/or predict the impact of a natural or man-made adjustment to the ambient water levels. These water level adjustments may be a consequence of climate, land use management, or regulation and/or diversion of river and lake waters. A means of predicting the impact of such water level fluctuations on existing marshland area can provide a valuable input to the sensible management of aquatic resources.

A simple conceptual model is presented for predicting the change in areal extent of marshlands with change in persistent water level in terms of the morphology of the marshes and their confining basins. In particular, such marshland changes are described in terms of the change in water level, the onshore and offshore slopes, the marsh area at zero water level datum, the maximum water depth which allows a marsh to be delineated in synoptic overview, and the basic geometric configuration of the shoreline accommodating the coastal marshland. The model is intended to provide a predictive capability for the impact of persistent water level changes when used in conjunction with aerial photography and/or satellite delineation of coastal marsh areas.

Two general conditions are considered within the current model. The first condition assumes that although the soil/water/air chemical and biological processes are, in essence, disregarded, these processes are acting in such a manner as to attempt complete restoration of the marshland under increased water levels. This implies that onshore reaches previously not inundated with well-defined persistent standing water will, subsequent to an appropriate response time, establish a vegetative equilibrium between onshore and marshland growth canopies, i.e., the metamorphosis of one wetland classification to another is allowed to proceed in a natural, uninterrupted manner designed to maximize the restorative capabilities of impacted wetlands. The second condition, which is contradictory, assumes that no such delayed regeneration is possible, i.e., no vegetative equilibrium may be established, and the restorative capabilities of metamorphosis are completely curtailed. It is reasonable to consider that reality is to be found somewhere between these two extremes.

Introduction

Freshwater wetlands are a dynamically complex natural resource. Wetland classification types include swamps, meadows, marshes, bogs and fens of glacial, prairie or lake origin. Further, depending upon both the ability of wetlands to respond and adapt to changing environmental conditions, and the capacity of the environmental parameters to allow such response and adaptation, the wetlands themselves may metamorphose from one classification to another.

Irrespective of the marked variations in wetland type, origin, and past history, however, detailed analyses of wetland behaviour require careful consideration of the interrelated dependencies existing among the flora, fauna, sustaining aquatic and soil regimes, and climatic conditions pertinent to the wetland area under scrutiny. This is particularly true when the impacts of both transient and prolonged fluctuations in environmental parameters (such as water levels, climate, contaminants, terrain dynamics) on wetland definition and vigor of both its resident biota and vegetative canopies are sought.

The predominant wetlands comprising the Great Lakes basin are both lacustrine and riverine shoreline marshes, meadows and swamps. The general distinctions made between such wetlands are the following:

(a) Marshes contain persistent standing water throughout their region of definition, whereas meadows and swamps are characterized by water-saturated sediments with usually little or no standing water.

(b) Marshes are generally recognizable by emergent bottom-anchored vegetation of the bulrush, reed, and cattail variety, while meadow and swamp vegetation types include grasses, shrubs, thickets and trees.

(c) Meadows and swamps are normally located upland from the shoreline marshes.

In this report Great Lakes basin shoreline marshes are discussed. In particular, the impact of basin-wide fluctuations in water level upon the areal extent of such lacustrine and/or riverine marshlands is assessed. The fluctuations considered are further restricted to those changes in water level that persist over a longer time period than the cyclical annual variation associated with the region under consideration.

The importance of the interrelationships among biota, vegetation, aquatic and climatic parameters in governing the behaviour (both destructive and regenerative) of marshlands is rapidly becoming more appreciated, and although the interrelationships themselves are far from the desired state of robust mathematical expression and vindication, they are, nonetheless, becoming much more intuitively understandable. This is clearly evident in the evolution of much of the scientific literature. Detailed discussions of wetlands classifications, the interdependence of internal and external wetland parameters, and the impact of water level fluctuations on wetland dynamics have been excellently presented from a wide variety of sources and scientific perspectives (see, for example, Chapman and Putnam, 1966; Greeson *et al.*, 1979; Gosselink and Turner, 1978; Geis and Kee, 1977; Geis, 1979; Lands Directorate, 1981, 1983; Simpson *et al.*, 1983; Jaworski *et al.*, 1979; Lyon, 1981; Burton, 1985; Whillans, 1982). While the directives, theories, and inferences drawn from such literature may display real and/or perceived variances, the activities, methodologies, and analyses presented in such studies are clearly required to advance the multidisciplinary scientific thought so vital to proper assessment of wetland dynamics.

It is singularly apparent that water level fluctuations are of integral importance to wetland development and status. Seasonal or short-term fluctuations provide a natural opportunity for the uninterrupted continuance of the growth and life cycles of the fish and wildlife inhabiting regions such as the Great Lakes basin. Shallow water environments such as marshes are essential to the preservation of fish stocks, since marshes provide appropriate spawning, nursing and feeding locales. Consequently, marshlands require short-term water level fluctuations to enhance and protect their productivity. Periodic short-term floodings are required to simultaneously provide nutrient inputs and flush away waste materials, thereby enabling the marsh to rigorously maintain the spectrum of vegetative communities essential to the health and vigor of its wildlife and fish populations.

Extended periods of high or low water levels can compound these short-term effects of fluctuating water levels, and thus induce effects that may or may not be desirable. Long-term lake level fluctuations may produce shifts in indigenous plant communities (Harris and Marshall, 1963; van der Valk and Davis, 1978; Keddy and Reznicek, 1982, 1985; Pederson and van der Valk, 1984; Hutchinson, 1975). Low water conditions generally result in an associated displacement of emergent vegetation by sedge/meadow plants and shrubs coupled with an obvious reduction in open water and aquatic communities. High water conditions generally result in increased open water communities at the expense of sedge/meadow communities. Dramatic impacts on fish and wildlife may clearly ensue (Jaworski and Raphael, 1978).

Consequently, an understanding of the impact of both natural (i.e. climatic) and artificially created (e.g. flood diversion, fabricated drainage systems, etc.) long-term water level fluctuations on the wetlands which prominently occupy basins of the magnitude and importance of the Great Lakes basin plays a significant role in the sensible management and regulation of natural water bodies (see International Great Lakes Levels Board, 1973; Great Lakes Basin Commission, 1975; International Joint Commission, 1976; 1978; International Great Lakes Diversion and Consumptive Uses Study Board, 1981).

It is therefore clear that persistent fluctuations in water levels may influence the areal extent of coastal marshlands. One potentially advantageous method of investigating the relationship between water levels and marshland areal extent involves the use of aerial photography or satellite imagery (Carter, 1978; Klemas *et al.*, 1978; Hardisky and Klemas, 1983; Sasser *et al.*, 1986; Lyon, 1979; Lyon and Drobney, 1984; Bukata *et al.*, 1978; Butera, 1985; Civco *et al.*, 1986; Gross and Klemas, 1985; Ridd *et al.*, 1981; Shima *et al.*, 1976). This method basically requires that first, the remotely sensed images at known water levels be used to delineate the areal extent of the marshlands in question, and secondly, some workable model be developed which could allow for the predictions of impact on marshland area of an anticipated or planned persistent change in water level.

A means of obtaining a predictive model that readily suggests itself is the simple point-by-point regression of water levels and their corresponding marshland areas. Yet such a method (as properly pointed out by Reznicek and Keddy, 1984) takes into account neither the interdependence of the myriad parameters influencing the marshland's character and composition nor the temporal and spatial variabilities that so obstinately complicate those parametric interdependencies. In fact, it has long been the bane of the remote sensing community (Bukata *et al.*, 1982) that a casual interchange of the roles of dependent and independent variables in the cause/effect relationships of environmental phenomena must be avoided in all research areas that rely upon regression analyses. The impact of lake water fluctuations on shoreline marshes is a convoluted consequence of the nature of the vegetative canopies comprising the marshes, the ability of this vegetation to respond to changing aquatic environments, the nutrient characteristics of the sustaining soils, the general climatic conditions indigenous to the area, the bathymetry of the standing water region of the marsh, and the topography of the surrounding basin. Consequently, a single unified predictive marsh model satisfying the physical, chemical, and biological aspects of the system is, at best, a highly elusive concept, especially since the governing parameters, as well as their interdependencies, will undoubtedly vary from marsh to marsh. However, this variance from marsh to marsh somewhat paradoxically serves as the strongest argument in support of the simple point-by-point regression of water levels with their corresponding marshland areas. This argument presumes that whereas such regressions could possess a certain restricted appropriateness to the region under consideration, these regressions would not be used to attempt an explanation of the behaviour of wetlands unrelated to that region. Consequently, within the confines resulting from an awareness of the limitations inherent to such regression techniques, valuable information and predictive modelling could result from such activities.

Despite the fact, however, that the marsh is a highly dynamic ecological system variably responsive to a spectrum of environmental changes, this report presents an attempt to relate marshland areas as determined from aerial photographs (using the presence or absence of identifiable plant species as a means of indicating the hydrological characteristics of the regions being remotely sensed) taken during periods of high and low water levels to long-term water level fluctuations, using a simple conceptual mathematical marsh model based solely upon the geometric variables defining the morphology of the marsh and its confining basin. Two general and contradictory conditions will be considered. Both conditions tacitly assume that the marshland in question possesses a phreatophytic vegetation canopy and that the dynamic nature of the plant/sustaining soil relationships, while disregarded, are, nonetheless, present and acting in a manner which attempts to preserve rather than destroy the marsh proper. The first condition, however, assumes that both the onshore and offshore reaches of the wetland area are capable of sustaining either marshland vegetation (when appropriately inundated) or onshore vegetation (when appropriately de-inundated). This assumes that given sufficient regeneration time, a dynamic

equilibrium may be readily established between marsh and onshore conditions, and that this dynamic equilibrium, although lagging, is nevertheless responding to persistent water level changes. The second condition tacitly assumes no such dynamic equilibrium may be readily established. In this situation, only the marsh region defined at zero water level datum is considered capable of sustaining marshland vegetation. The onshore region defined at zero water level datum is considered incapable of sustaining marshland vegetation for a number of reasons such as steepness of shore from the strand line, absence of suitable sustaining soils, large depositions of rocks and gravel, and restrictive wave activity.

It is logical to regard the first condition as a utopian situation in which the maximum amount of marshland, despite a time delay, will re-emerge subsequent to a persistent increase in water level, while the second condition represents the situation in which the minimum amount of marshland exists subsequent to a persistent increased water level, but a possible maximum amount of re-emerged marshland subsequent to a persistent decreased water level. It is equally logical to assume that reality is located somewhere between these extremes. Knowledge of the terrain in question is an obvious aid to a possible preference that should be shown to either of these two conditions for a particular marshland.

Geometric Marsh Model: Linear Shorelines

Marshes located along lake and river shorelines quite naturally assume geometric shapes determined by both the configuration of the shoreline and the onshore and offshore slopes. It is this consistent feature of marshland formation that is the basis of the marsh model considered, in this report. Three basic geometric shapes are considered, namely linear, concave/convex, and elliptical. While these shapes certainly do not completely exhaust the spectrum of possible marsh configurations, they do, nonetheless, conform to a large percentage of marshes observed via synoptic overviews of the Great Lakes basin. For the purpose of this work, a marsh is taken to have persistent standing water across its vegetation, and would be located offshore of meadow/swamp regions which, although water-saturated, contain no significant observable persistent standing water.

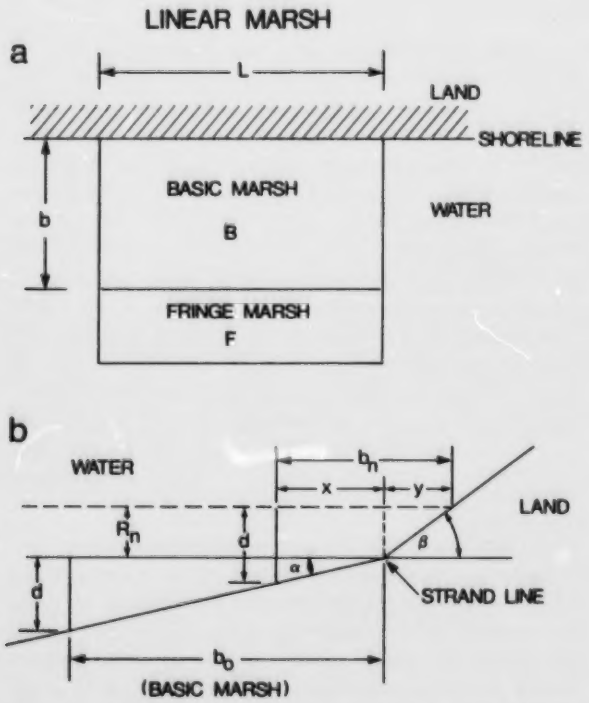


Figure 1. Linear shoreline marsh configuration (a) plan view and (b) vertical cross section.

Let us consider Figure 1a, which is a simplified diagram of a rectangular marsh along a linear shoreline as seen in plan view. The total marsh area is taken to be made up of a basic marsh area B (offshore portion of the marsh, the maximum extent of which is determined by the limit of observable emergent vegetation) and a fringe marsh area F (offshore extension of the basic marsh to accommodate the submerged vegetation that cannot be observed directly). Only the basic marsh area B is considered in this model.

Figure 1b illustrates a vertical cross section of the basic marsh configuration under two distinct water level conditions. The initial condition assumes that the water level is such that the basic marsh area originates at the strand line, and that the strand line separates an aquatic regime of offshore slope α and onshore slope β. This latter assumption is satisfied only at zero water level datum (International Great Lakes Datum, 1955). The initial length, b_o, of the basic marsh at zero water level datum is taken as the offshore distance to the water depth d (corresponding to the depth beyond which there is no further emergent vegetation). The second water level (dashed line) represents the condition subsequent to an increase in depth to a level R_n above the zero water level. The offshore length of the basic marsh (again taken to the depth d which is assumed invariant to the fluctuating water levels) associated with this new water level is taken to be b_n.

If $R_n \leq d$, it may be seen that

$$b_n = x + y$$

$$= \frac{d - R_n}{\tan \alpha} + \frac{R_n}{\tan \beta} \qquad (1)$$

and

$$\frac{b_n}{b_o} = 1 - \frac{R_n}{d}\left(1 - \frac{\tan \alpha}{\tan \beta}\right) \qquad (2)$$

If the alongshore extent of the marsh is L, then the plan view areas of the new and initial marshlands are b_nL and b_oL, respectively. Equation (2) thus expresses the ratio of new basic marsh area (at water level R_n above zero water level datum) to initial basic marsh area (at zero water level datum) in terms of the offshore and onshore slopes of the

marsh region, the water depth beyond which there is no observable emergent vegetation and the lake level R_n. In the rest of this report, the individual definitions of b_n and b_o as both linear and areal measurements will be considered as completely interchangeable for linear shoreline marshes.

Equation (2) suggests the following:

(a) For a positive R_n (i.e., an increase in water level above the zero water level datum), basic marsh area will be reduced if α is a smaller angle than β (i.e., the slope of the lake bottom is less than the slope of the shore). The basic marsh area will be increased if α is a larger angle than β (provided, of course, that excessive flooding does not occur which would suffocate vegetation).

(b) For a drop in water level from $R_1 > 0$ to $R_2 > 0$ with $R_2 < R_1$ (i.e., a decrease in water level but not to a value below the zero water level datum), basic marsh area will be increased if $\alpha < \beta$ and decreased if $\alpha > \beta$.

(c) For $\alpha = \beta$ (i.e., identical slopes for the offshore and onshore regions or, equivalently, for those water level increases or decreases that occur solely within the offshore region of Fig. 1), the basic marsh area will remain unchanged (i.e., $b_n/b_o = 1$).

(d) For large values of R_n ($R_n > d$), the x term of equation (1) vanishes and equation (2) reduces to

$$\frac{b_n}{b_o} = \frac{\tan \alpha}{\tan \beta} \qquad (3)$$

which is a constant for a particular marshland geometry. From equation (3) b_n/b_o approaches zero (i.e. total destructive flooding) as $\tan \alpha/\tan \beta$ approaches zero. This would occur if the marsh were contained within steep banks (i.e. $\beta >> \alpha$).

In reality, of course, total destructive flooding may occur at intermediate values of α and β, since there is undoubtedly some limiting value of β beyond which the marshland vegetation cannot be sustained. Further, equations (1), (2) and (3) assume that α and β are constants over the flood plain domain. Clearly, these slopes are not maintained indefinitely. In fact, many basins often display quite marked departures from such constancy.

The principal assumption of equations (1), (2) and (3), however, is that an equilibrium may be established between marsh and non-marsh regions. This implies that other parameters are not adversely affected and that the maximum amount of marshland possible will adapt to the new set of circumstances. Logically, marshland may be destroyed more easily than created, since destruction may be a relatively instantaneous event (flooding, for example), while creation requires time to modify and/or establish growth cycles. Jaworski *et al.* (1979) indicate that field investigations suggest that two- or three- year lags between water level fluctuations and dieback or recolonization are normally encountered. Consequently, for the situation of positive R_n (i.e., increased water level above zero water level datum) resultant marshland areas may be easily underestimated from aerial photography.

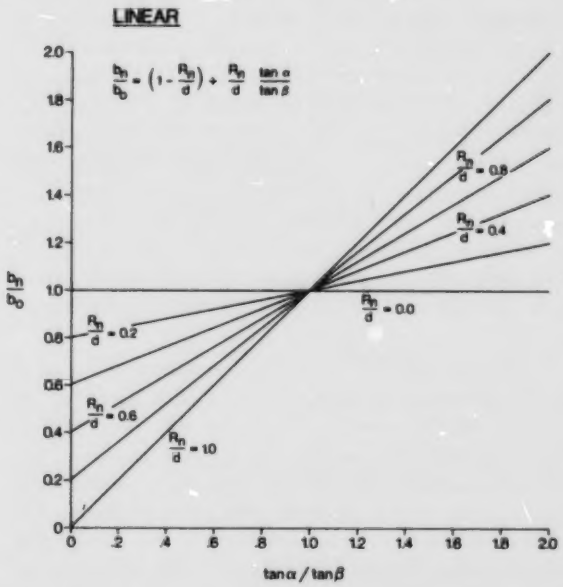


Figure 2. Relationships between b_n/b_o (the ratio of linear shoreline marsh area associated with water level condition R_n above datum to the linear shoreline marsh area associated with zero water level datum) and tan α/tan β (ratio of offshore to onshore slopes) for a variety of R_n/d values.

Figure 2 illustrates the linear relationship (expressed in equation (2)) that exists between b_n/b_o (the ratio of basic marsh area associated with a linear shoreline under a water level condition R_n above datum to the basic marsh area that would be observed at zero water level datum) and tan α /tan β (the ratio of offshore to onshore slopes) for a family of R_n/d values < 1.0 (ratio of water level R_n above zero water level datum to the maximum depth d at which emergent vegetation may be synoptically observed). Clearly, the ordinate intercept of each linear relationship occurs at

$$\frac{b_n}{b_o} = 1 - \frac{R_n}{d}$$

and the slope of each linear curve has the value R_n/d. Further, the point (1.0, 1.0) satisfies each curve, irrespective of the R_n/d value ≤ 1.0. For values of $R_n/d > 1.0$, equation (2) becomes invalid and equation (3)

$$\left[\frac{b_n}{b_o} = \frac{\tan \alpha}{\tan \beta}\right]$$

becomes operative. The plot of equation (3) is identical with the linear relationship expressed by equation (2) for the case of $R_n/d = 1.0$. Consequently, the $R_n/d = 1.0$ curve of Figure 2 also applies for all values of $R_n/d > 1.0$. This suggests that on the basis of the linear marsh model discussed herein, scatter plots of b_n/b_o against $\tan \alpha/\tan \beta$ would not display data points located to the right of the $R_n/d = 1.0$ line for marshland reductions (i.e. for values of $\tan \alpha/\tan \beta < 1.0$) nor to the left of the $R_n/d = 1.0$ line for marshland increases (i.e. for values of $\tan \alpha/\tan \beta > 1.0$). Thus, for the condition of complete dynamic equilibrium being established among wetlands subsequent to a persistent change in water level (thereby resulting in the maximum areal extent of marshland under the new aquatic condition), scatter plots of b_n/b_o are expected to be contained within the cones bounded by the $R_n/d = 0.0$ and $R_n/d = 1.0$ lines.

Figure 2 has been generated considering $R_n > 0$ (i.e., for an increase in water level to a value R_n above the low water datum). The case of $R_n < 0$ (i.e., for a drop in water level from the low water level datum to a value R_n below the low water level datum) may also be readily considered, since in this instance, the value of b_n/b_o will remain at the value 1.0 (a consequence of the onshore and offshore slopes becoming the same). This condition of invariant marshland areal extent assumes that the water level drop does not completely remove the water from the marsh, in which case the marsh could totally disappear, or that the water level drop does not produce an extended region of standing water of depth $<d$, in which case the total basic marsh area could substantially increase.

Several possible uses of Figure 2 become immediately evident. Clearly, if α and β are known for a marsh region, then b_n/b_o (i.e., the areal extent impact of persistent water level changes R_n above zero water level datum) may be easily predicted for wetlands not inhibited by drastic departures from abilities to establish dynamic equilibria. If α, β, b_n and b_o are known or can be suitably estimated, R_n/d may be determined. Under some conditions, estimates of the slopes of the terrain may be calculated. Determinations from synoptic overviews of the areal extent of basic marshland under two water level conditions play an integral role in such applications of Figure 2. However, Figure 2 has been generated assuming knowledge of b_o (i.e., the offshore extent of the basic marsh at zero water level). Very rarely do historical aerial records contain such data, and equally rarely is it convenient to wait for zero water level conditions to collect such data. It is considerably more convenient to locate or obtain two synoptic data sets over a marshland area under study at two distinct water levels, neither of which is at zero water level datum. Consequently, to benefit from Figure 2, these two synoptic data sets must be used somehow to estimate marsh conditions at zero water level.

Let b_o, b_1 and b_2 represent the basic marsh linear extents corresponding to water levels R_o (zero water level datum), R_1 and R_2 (both above zero water level datum), respectively. It may readily be shown that the parameters d (maximum water depth at which emergent vegetation may be aerially observed) and b_o (basic marsh linear extent at zero water level) are given by:

$$d = \frac{R_2 b_1 - R_1 b_2}{b_1 - b_2}\left(1 - \frac{\tan \alpha}{\tan \beta}\right) \qquad (4)$$

and

$$b_o = \frac{b_1 R_2 - b_2 R_1}{R_2 - R_1} \qquad (5)$$

It is of interest to note that equation (5) is independent of the marshland slopes. Thus, if the appropriate marshland areal extent may be determined corresponding to two known water levels above zero water level datum, then the expected marshland area corresponding to zero water level datum may be readily calculated without precise knowledge of the topography. The determination of the maximum basic marsh depth d from such information (equation (4)), however, does require precise topographical knowledge.

It should be further noted that the water levels R_1 and R_2 are the water levels that exist concurrently with the measured marsh areas. Since there is a significant lag time involved (Jaworski *et al.*, 1979; Keddy and Reznicek, 1986) for the equilibrium to become fully established, it is not unreasonable for the appropriate water levels R_1 and R_2 to be taken as the water levels that were present two or three years prior to the aerial photography or environmental satellite overpass. The values of b_o obtained from equation (5) can then be used in the applications of equations (2) and (3) and Figure 2 to linear marshland conditions under two distinct values of $R_n > 0$.

To this point, the linear marsh model has assumed that the environmental interrelationships dictating wet-

lands behaviour are such as to optimize the adaptability of the marshlands to persistent changes in water levels. In particular, this implies that the onshore reaches of the marshes (defined by the angle β) readily accommodate the vegetative equilibrium required to maintain marshland definition. Very often, however, the observation is made of the apparent elimination under high water conditions of a large percentage of marshland which had existed under low water conditions, even when sufficient time has elapsed for equilibrium establishment. Such a condition of minimal regeneration of marshland could arise from a variety of sources, but two very common reasons are that the marsh is characterized by onshore slope $\beta >>$ offshore slope α or the onshore reaches of the marsh are not conducive to vegetative growth and/or transformation.

Let us consider such a marsh in which $0 < R_n < d$ and, for whatever reason, no new marsh is created on the previously onshore region. This is equivalent to the situation in which distance y of Figure 1 is taken to be zero (due to the absence of vegetative growth or due to such conditions as the presence of a bedrock or very steep shoreline), whereas distance x retains its original marshland definition (due to the presence of vegetative growth). For this situation b_n is given by $(d - R_n)/\tan\alpha$ and b_o is again given by $d/\tan\alpha$. Therefore, equation (2) becomes

$$\frac{b_n}{b_o} = 1 - \frac{R_n}{d} \qquad (6)$$

In this case, it may easily be shown that if two water level conditions R_1 and R_2 are considered, both of which are above the zero water level datum, and correspond to the marshland linear extents b_1 and b_2, respectively, the value of b_o (linear extent of marshland corresponding to zero water level datum) may once again be calculated from equation (5), viz.

$$b_o = \frac{b_1 R_2 - b_2 R_1}{R_2 - R_1} \qquad (5)$$

The value of d (maximum water depth at which emergent vegetation may be detected), however, may be determined from

$$d = \frac{R_2 - R_1 \dfrac{b_2}{b_1}}{1 - \dfrac{b_2}{b_1}} \quad \text{or} \quad \frac{R_2 b_1 - R_1 b_2}{b_1 - b_2} \qquad (7)$$

Hence, for the case of total non-regeneration of marshland subsequent to an increase in water level, equations (5) and (7) indicate that both the parameters b_o and d may be estimated from two sets of remotely sensed data without precise knowledge of the terrain slopes.

Equation (6) indicates that b_n approaches zero as R_n approaches d. Hence for $R_n > d$, all marshland area will disappear. This is indicated in Figure 3, which illustrates the linear relationship existing between b_n/b_o and R_n/d for values of $R_n \geq 0$. Such a relationship is totally independent of $\tan\alpha/\tan\beta$ and decreases linearly from $b_n = b_o$ at $R_n = 0$ to $b_n = 0$ at $R_n \geq d$. Values of $R_n < 0$ are not considered in Figure 3, since equation (6) has been based on the premise that the reason a vegetative equilibrium is not established is the inability of the onshore (at zero water level datum) slope to adapt to marsh vegetation growth. No such inability characterizes the offshore (at zero water level datum) slope. Consequently, since only the original offshore slope is involved in the consideration of negative values of R_n, equation (6) does not apply and the value b_n/b_o remains constant at 1.0.

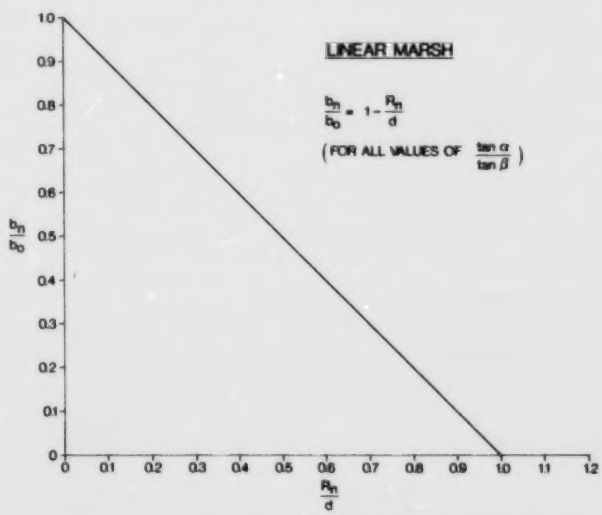
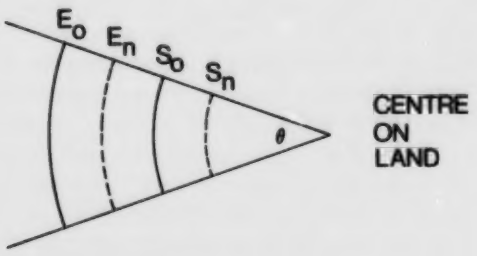


Figure 3. Relationship between b_n/b_o and R_n/d for a linear shoreline marsh.

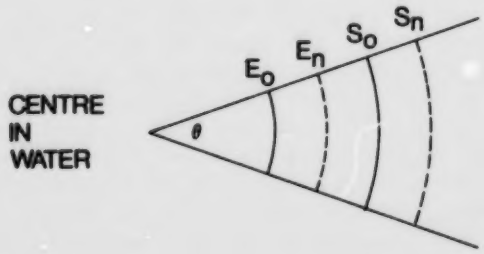
Figures 2 and 3 therefore represent the impact of persistent water level changes on linear marshlands characterized by offshore slopes α and onshore slopes β for two extremes of onshore vegetative regeneration capability. Figure 2 represents the maximum areal extent of a linear shoreline that can re-emerge subsequent to a persistent water level change, while Figure 3 represents the minimum such areal extent that could emerge.

Geometric Marsh Model: Convex and Concave Shorelines

Figure 4 illustrates the situation for marshes located along convex or concave shorelines. A convex shoreline may be typified by some islands and headlands, while a concave shoreline may be typified by some bays and bights.



a) CONVEX SHORELINE MARSH



b) CONCAVE SHORELINE MARSH

Figure 4. Angular sector of (a) convex shoreline marsh and (b) concave shoreline marsh.

An angular sector of a convex marshland is sketched in Figure 4a, the centre of curvature of the sector being considered to lie inland. E_o and S_o are taken to be the physical distances from the centre of curvature to the offshore extent of the convex marsh, and from the centre of curvature to the convex shoreline, respectively, for the initial water level condition (viz. zero water level datum). Similarly, E_n and S_n represent these physical distances corresponding to a water level R_n above zero water level datum. If A_o and A_n represent the basic marsh areas corresponding to these two distinct water level conditions, then

$$\frac{A_n}{A_o} = \frac{\frac{1}{2}\theta E_n^2 - \frac{1}{2}\theta S_n^2}{\frac{1}{2}\theta E_o^2 - \frac{1}{2}\theta S_o^2}$$

$$= \left(\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}\right) \cdot \left(\frac{E_n - S_n}{E_o - S_o}\right) \qquad (8)$$

However, $\frac{E_n - S_n}{E_o - S_o} = \frac{b_n}{b_o}$, i.e., the equivalent of the basic marsh areal ratios for a linear shoreline. Therefore

$$\frac{A_n}{A_o} = \left(\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}\right) \cdot \frac{b_n}{b_o} \qquad (9)$$

where b_n/b_o is as given by equation (2) for the case of $R_n < d$ and by equation (3) for the case of $R_n > d$.

Equation (9) thus relates the areal impact on a convex marshland of a long-term increase in water level in terms of the geometric parameters of the marsh, the onshore and offshore slopes, the water level R_n and the water depth d. It is stressed that equation (9) represents the condition of maximum regenerated vegetation, i.e., a condition in which the establishment of vegetative equilibrium is totally favoured, i.e., onshore slope β defines a regime of sufficient fertility to accommodate, subsequent to a lag time, a full marshland vegetative canopy.

An angular sector of a concave marsh area is sketched in Figure 4b, with the centre of curvature of the sector, in this case, however, being considered to lie offshore. It may be readily shown that for concave shorelines, the ratio of areal extent of associated marshlands for these two water level conditions (initially at zero water level datum and finally at R_n above zero water level datum) may once again be expressed by equation (9), the governing equation for convex shorelines. The only qualifier on the use of this single equation for convex and concave shorelines is that for

convex shorelines $E_n < E_o$ and $S_n < S_o$, while for concave shorelines $E_n > E_o$ and $S_n > S_o$. Consequently, the ratio A_n/A_o for convex shorelines will be less than the corresponding ratio for linear shorelines, while the ratio A_n/A_o for concave shorelines will be greater than the corresponding ratio for linear shorelines.

Thus, for a given rise in water level, and assuming that other factors are comparable, marshes characterized by offshore slopes α less than the onshore slope β and located around convex shorelines should lose a greater area than would their linear counterparts. That is, marshes located around headlands and islands are most vulnerable to destructive flooding.

If equation (9) is rewritten as

$$\frac{b_n}{b_o} = \frac{E_o + S_o}{E_n + S_n} \cdot \frac{A_n}{A_o} \qquad (10)$$

then Figure 2 may be considered applicable to both convex and concave shoreline marshes as well as linear shoreline marshes, since equation (10) represents the linear equivalent of convex/concave marshes subject to increased water levels. For a decrease in water level (i.e., from zero water level datum to a water level $-R_n$ below this datum), it is clear that the offshore retreat of the sectors considered in Figure 4 would result in an increased marsh area for convex shorelines and a decreased marsh area for concave shorelines because the locations of E_n and S_n are interchanged with E_o and S_o. That is, for convex shorelines $E_n > E_o$ and $S_n > S_o$, while for concave shorelines $E_n < E_o$ and $S_n < S_o$. Consequently, the ratio A_n/A_o for convex shorelines will be greater than the corresponding ratio for linear shorelines, while the ratio A_n/A_o for concave shorelines will be less than the corresponding ratio for linear shorelines. Since the linear shoreline ratio b_n/b_o is equal to 1 (see equation (2) with $\alpha = \beta$), then the $A_n/A_o > 1$ for convex shoreline marshes is indicative of an increased marsh area subsequent to a drop in water level, whereas the $A_n/A_o < 1$ for concave shoreline marshes is indicative of a decreased marsh area subsequent to a drop in water level. In fact, the minimum decreased marsh area for concave shoreline marshes suggested by Figure 4 occurs when E_n retreats to the centre of curvature, i.e. $E_n = 0$. This corresponds to a sectorial area $A_n = \theta S_n^2/2$ implying the complete domination of the standing water portion of the bay by emergent marsh vegetation. For a semicircular bay, the marsh area A_n would be $\pi S_n^2/2$ or, equivalently, $\pi b_n^2/2$ or $\pi b_o^2/2$.

While it is clear that reduced water levels (along offshore slopes α) will result in a decreased marsh area for a concave shoreline and an increased marsh area for a convex shoreline, and equally clear that an increased water level (along onshore slope β) will result in a decreased marsh area for a convex shoreline (provided, of course, that vegetative equilibrium may be established), it is not as immediately evident what impact such an increased water level would have on a marsh area around a concave shoreline.

From equation (9) it may be seen that since

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o} > 1$$

for a concave marsh subject to an increase in water level R_n where $0 < R_n < d$, the ratio A_n/A_o for this marsh is greater than the ratio b_n/b_o for its linear marsh equivalent. However, since $b_n < b_o$, the value of A_n/A_o cannot be immediately determined as being > 1 or < 1.

Let us consider the concave shoreline marsh (Fig. 4b) in terms of the onshore/offshore and subsurface parameters of Figure 1. It is seen that

$$E_o = S_o - \frac{d}{\tan\alpha}$$

$$E_n = S_o - \frac{d - R_n}{\tan\alpha}$$

and $$S_n = S_o + \frac{R_n}{\tan\beta}$$

from which

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o} = 1 + \frac{R_n}{2S_o - \frac{d}{\tan\alpha}} \left(\frac{1}{\tan\alpha} + \frac{1}{\tan\beta} \right) \qquad (11)$$

Substituting equation (11) into equation (9) yields:

$$\frac{A_n}{A_o} = \left[1 + \frac{R_n}{2S_o - \frac{d}{\tan\alpha}} \left(\frac{1}{\tan\alpha} + \frac{1}{\tan\beta} \right) \right] \times \left[1 - \frac{R_n}{d} + \frac{R_n}{d} \frac{\tan\alpha}{\tan\beta} \right] \qquad (12)$$

Clearly, the relative magnitudes of α, β and S_o (the radius of the concave shoreline at zero water level datum) will play integral roles in whether A_n/A_o is greater or less than 1.

Consider the first derivative of equation (12) with respect to R_n. A positive value of

$$\frac{d}{dR_n}\left(\frac{A_n}{A_o}\right)$$

would indicate an increase in concave marsh areal extent with a rise in water level, while a negative value of

$$\frac{d}{dR_n}\left(\frac{A_n}{A_o}\right)$$

would indicate a decrease in concave marsh areal extent with a rise in water level.

$$\frac{d\left(\frac{A_n}{A_o}\right)}{dR_n} = \text{first term}\,\frac{d}{dR_n}\,(\text{second term}) + \text{second term}\,\frac{d}{dR_n}\,(\text{first term})$$

$$= \left(\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}\right)\frac{d\left(\frac{b_n}{b_o}\right)}{dR_n} + \frac{b_n}{b_o}\,\frac{d\left(\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}\right)}{dR_n} \qquad (13)$$

$$= \left(\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}\right)\left(-\frac{1}{d} + \frac{1}{d}\,\frac{\tan\alpha}{\tan\beta}\right) + \left[\left(1 - \frac{R_n}{d}\right) + \frac{R_n}{d}\,\frac{\tan\alpha}{\tan\beta}\right] X \left[\left(\frac{1}{\tan\alpha} + \frac{1}{\tan\beta}\right)\cdot\frac{1}{2S_o - \frac{d}{\tan\alpha}}\right]$$

For a concave marsh the term

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

is positive, the term

$$-\frac{1}{d} + \frac{1}{d}\,\frac{\tan\alpha}{\tan\beta}$$

is negative (for $\alpha < \beta$), the term

$$1 - \frac{R_n}{d} + \frac{R_n}{d}\,\frac{\tan\alpha}{\tan\beta}$$

is positive (for $\alpha < \beta$), and the term

$$\left(\frac{1}{\tan\alpha} + \frac{1}{\tan\beta}\right)\cdot\frac{1}{2S_o - \frac{d}{\tan\alpha}}$$

is positive. Consequently

$$\frac{d}{dR_n}\left(\frac{A_n}{A_o}\right)$$

is given as

$$\frac{d}{dR_n}\left(\frac{A_n}{A_o}\right) = (\text{positive term X negative term}) + (\text{positive term X positive term})$$

$$= \text{negative term} + \text{positive term}$$

Clearly, therefore

$$\frac{d}{dR_n}\left(\frac{A_n}{A_o}\right)$$

may be either positive or negative, depending upon the relative magnitudes of these two terms. Thus, for an increase in persistent water level ($R_n > 0$) and $\alpha < \beta$, a concave marsh may lose or gain areal extent in a totally regenerative vegetation system. Further, this gain or loss is dependent upon the geometric characteristics of the marshland in question, viz. the parameters S_o, R_n, d, α and β (see equation (12)).

To illustrate the dependency of the impact of increased water levels on the areal extent of concave marshlands, equations (11) and (12) were used to determine A_n/A_o for a wide variety of combinations of S_o, α and β for fixed values of R_n and d. Figure 5 illustrates the family of curves representing the concave marsh factor

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

(from equation (11)) for a fixed increased water level R_n = 1.0 m, a fixed emergent vegetation limit d = 1.25 m,

and a fixed onshore slope $\beta = 1^\circ$. The offshore slope α is allowed to vary between 0.1° and 10° and the zero water concave marsh radius S_o is allowed to vary between 30 m and 500 m. The minimum theoretically allowable value of α for each marsh is clearly given from equation (11) as $\alpha > \tan^{-1}(d/2S_o)$. However, in practical terms, the minimum α permissible in the model occurs for $\alpha = \tan^{-1}(d/S_o)$, since the location of d will then be at the centre of curvature. It is readily seen from Figure 5 that

(a) The geometric factor for concave marshlands subjected to an increase in persistent water level change is greater than unity, indicating that provided regenerative vegetation equilibrium may be established, the ratio of resulting concave marshland to zero water level concave marshland (A_n/A_o) will be greater than the equivalent ratio (b_n/b_o) for a linear shoreline marsh. However, since $b_n/b_o < 1.0$ for a persistent water level rise, the positive values of the concave marsh factor indicated by the family of curves in Figure 5 cannot guarantee consistent values of A_n/A_o greater than unity.

(b) The smaller the zero water level concave marshland S_o, the larger the geometric factor and therefore the greater the A_n/A_o ratio compared to its corresponding b_n/b_o ratio, i.e., the smaller the concave marsh, the less severe will be the impact of a positive persistent water level rise.

(c) The smaller the marsh parameter S_o, the larger the required offshore slope α to apply this current model.

(d) While the range of S_o considered in Figure 5 appropriately considers the bulk of the marshlands encountered in the Great Lakes basin, it is seen from both Figure 5 and equation (11) that the limit of the concave marsh factor

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

as S_o becomes large is 1. Thus, Figure 5 clearly indicates that the larger the concave marsh (i.e. the larger the S_o), the more nearly it approximates the behaviour of a linear marsh, and the smaller will have to be the offshore slope α to emphasize a departure from linear behaviour.

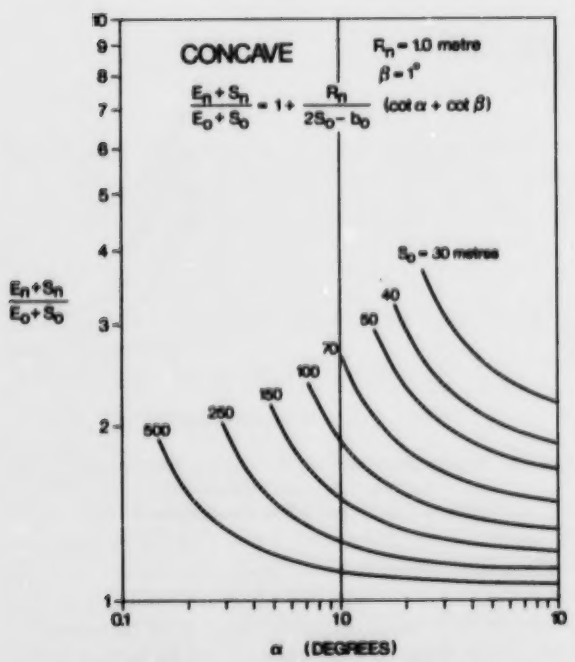


Figure 5. Relationships between the concave shoreline marsh factor $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ and offshore slope α for a variety of S_o values.

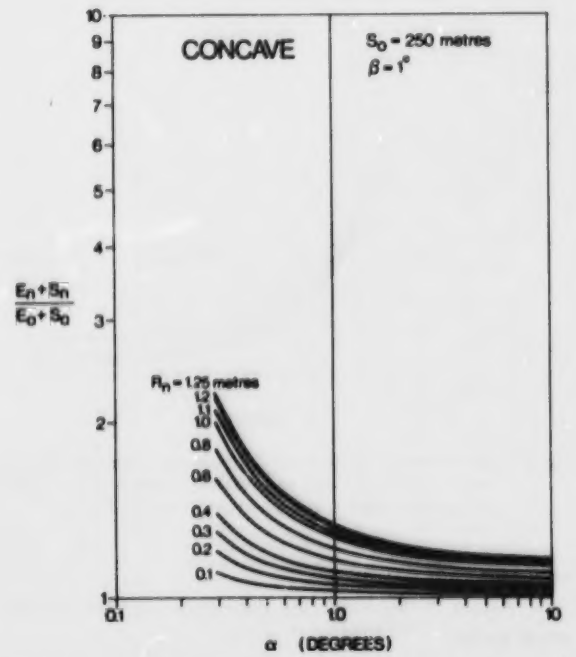


Figure 6. Relationships between the concave shoreline marsh factor $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ and offshore slope α for a variety of increased water level values R_n.

Figure 6 illustrates the dependency of the concave marsh factor

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

on offshore slope α for a fixed value of $\beta = 1°$, a fixed inundated concave marsh radius $S_o = 250$ m, and a variety of R_n values ranging between 0.1 and 1.25 m, the latter value being equivalent to the maximum water depth d at which emergent vegetation may be synoptically observed. From Figure 6, it is clear that the maximum departure from equivalent linear marshland behaviour is experienced at large values of R_n and minimal values of α. The minimal value of α (as seen from equation 11)) is once again given by $\alpha = \tan^{-1}(d/2S_o)$ and is, of course, independent of R_n.

Figure 7 illustrates the dependency of the concave marsh factor

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

on α for a fixed $R_n = 1$ m, a fixed $S_o = 250$ m, and a variety of onshore slope angle values varying between 1° and 90°. Figure 7 shows that the lower the value of α and/or β, the greater the departure of a concave marsh from linear behaviour. The situation for a small marsh ($S_o = 50$ m) is shown in Figure 8. The effect of β is clearly more pronounced for a small marsh than for a larger marsh. However, a much larger value of offshore slope α is also required.

The situation for $\beta = 90°$ is of importance to this discussion, since in essence, this is equivalent to the situation in which distance y of Figure 1 is taken to be zero (i.e., no new marshland being created due either to a very steep shoreline or the inability of the onshore reaches to sustain marshland vegetation on account of rocks, gravel, soil infertility, etc.). Consequently, $\beta = 90°$ represents the situation in which no vegetation equilibrium can be established.

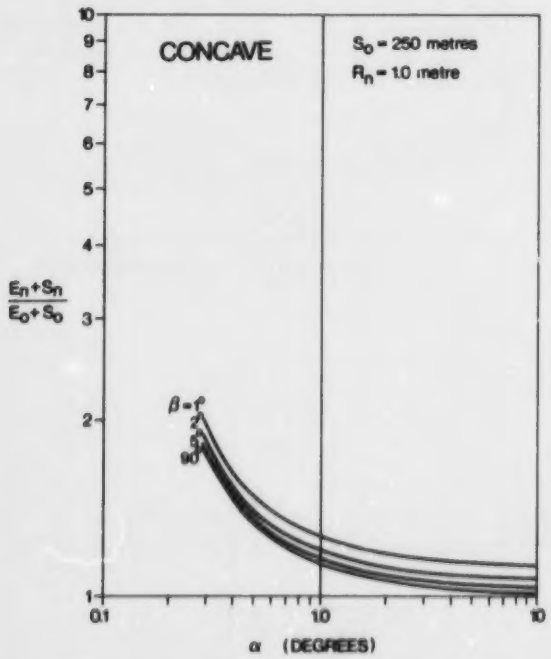


Figure 7. Relationships between the concave shoreline marsh factor $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ and offshore slope α for a variety of onshore slopes β and initial marsh size of 250 m.

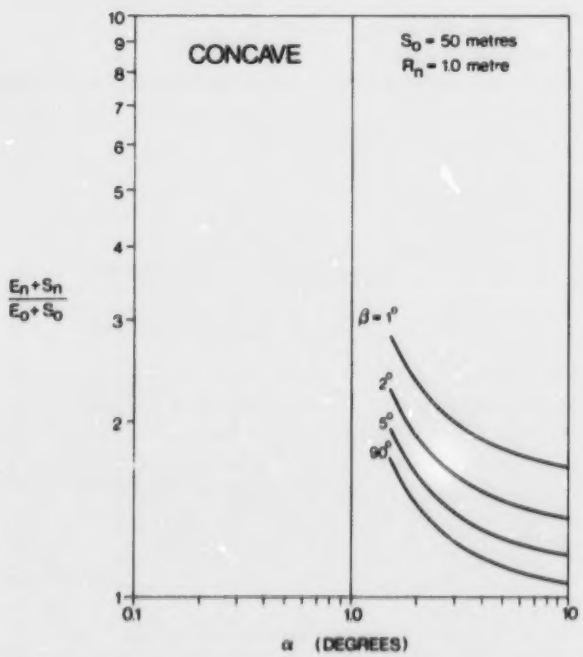


Figure 8. Relationships between the concave shoreline marsh factor $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ and offshore slope α for a variety of onshore slopes β and initial marsh size of 50 m.

As such, $\beta = 90°$ defines the condition for which there is theoretically zero (or realistically minimal) onshore marsh regeneration subject to a persistent increase in water level.

Further, as seen by Figures 7 and 8, maximum impacts on

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

occur up to $\beta \sim 5^\circ$. Beyond this value of β the impact of β becomes dramatically reduced.

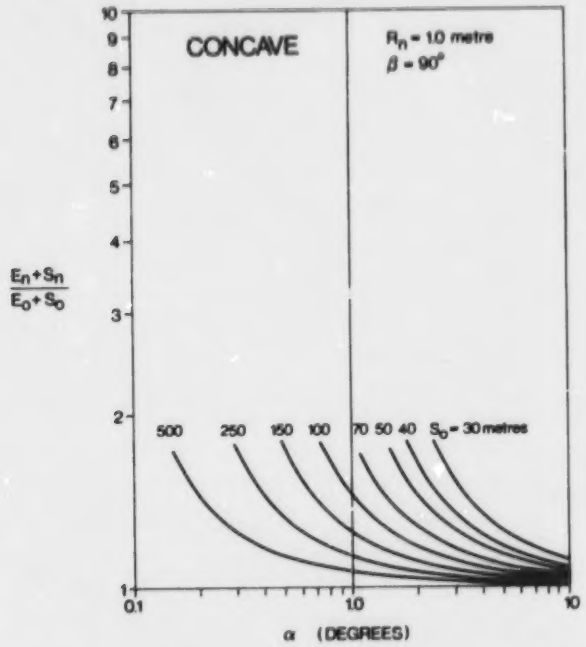


Figure 9. Relationships between the concave shoreline marsh factor $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ and offshore slope α for a variety of initial marsh sizes and onshore slope $\beta = 90^\circ$ (i.e. a non-regenerative marsh) for $R_n = 1.0$ m.

Figure 9 illustrates the role of original concave marsh radius S_o on the factor

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

for $R_n = 1.0$ m and absence of a vegetation equilibrium (i.e. equivalent of $\beta = 90^\circ$) and a range of S_o values. Figure 10 considers the corresponding family of curves for $R_n = d = 1.25$ m. It is seen that for $\beta = 90^\circ$, the concave marsh factor is represented by a curve which decreases with increasing α from a value which is independent of marsh size S_o to a limit of 1 (i.e. for large α, $A_n/A_o = b_n/b_o$). Clearly, from equation (11), the conditions for $\beta = 90^\circ$ and $R_n = d$ and any value of S_o result in a maximum factor value of 2.0.

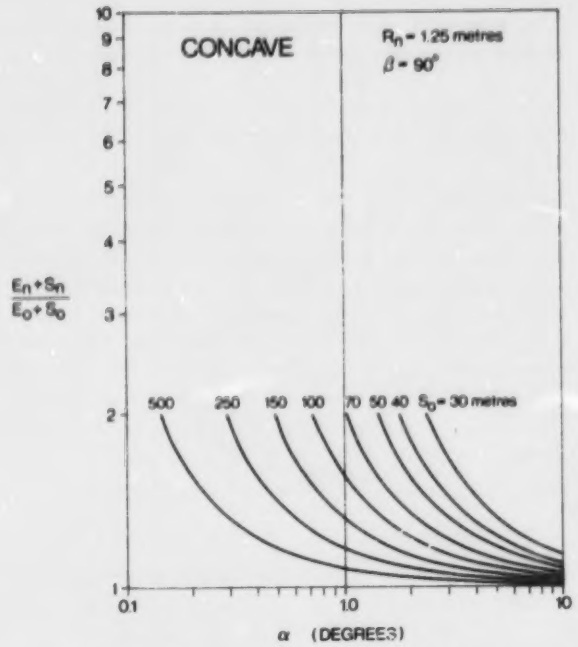


Figure 10. Relationships between the concave shoreline marsh factor $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ and offshore slope α for a variety of initial marsh sizes and onshore slope $\beta = 90^\circ$ (i.e. a non-regenerative marsh) for $R_n = 1.25$ m.

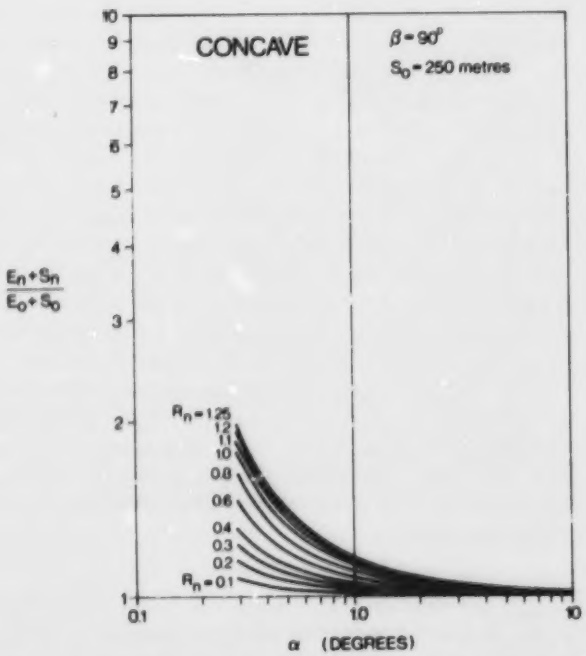


Figure 11. Relationships between the concave shoreline marsh factor $(E_n + S_n)(E_o + S_o)$ and offshore slope α for a variety of increased water level values R_n and onshore slope $\beta = 90^\circ$ (i.e. a non-regenerative marsh).

Figure 11, in a manner analogous to Figure 6, illustrates the dependency of the concave marsh factor

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

on the offshore slope α for a fixed inundated concave marsh radius S_o = 250 m and a fixed value of $\beta = 90°$ (representing the extreme case of no marshland vegetative regeneration) and a variety of R_n values. Once again, the minimum value of α is independent of R_n and maximum departure from linear shoreline marshland behaviour is exhibited at larger values of R_n. The departure from linear shoreline behaviour is, however, considerably reduced from the corresponding departures for small values of onshore slopes β.

Figures 5 to 11 have considered the concave marsh factor

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

as the ordinate. To convert this ordinate to the ratio A_n/A_o, the marsh factor must be multiplied by the concave marsh's associated linear shoreline marsh counterpart b_n/b_o, as obtained from equation (12). Taking the linear shoreline counterpart ratio b_n/b_o into account, Figure 12 illustrates the dependency of A_n/A_o upon offshore slope α for a concave marsh subjected to a persistent water level increase R_n = 1 m above zero water level datum and a fixed onshore slope $\beta = 1°$ for a variety of S_o (radius of curvature of concave marshland at zero water level datum). Figure 12 may immediately be considered in conjunction with Figure 5. While the multiplicative factors of Figure 5 are always greater than unity for all S_o and α values, the values of A_n/A_o may be greater or less than unity and are dependent upon both zero level marsh size S_o and offshore slope α. Clearly, the case of a linear marsh (represented in Figure 12 as the curve for a concave marsh of infinite radius, S_o) indicates, as expected, a reduced marsh area resulting from increased water levels for basins characterized by $\alpha < \beta$ and increased marsh area for non-excessively flooded basins characterized by $\alpha > \beta$.

From equation (12) it is seen that b_n/b_o is a function of R_n, d, α and β, but, understandably, independent of S_o. Figure 13 illustrates the family of curves defining the linear marsh ratio b_n/b_o as a function of α for a fixed $\beta = 1°$ and a variety of R_n values $0 < R_n \leq d$. A very apparent hinge point, through which every curve passes, is seen at the location $b_n/b_o = 1$ and $\alpha = \beta$. For values of $\alpha < \beta$, reduced linear marsh areas result from increased water levels, while at values of $\alpha > \beta$, increased linear marsh areas ensue.

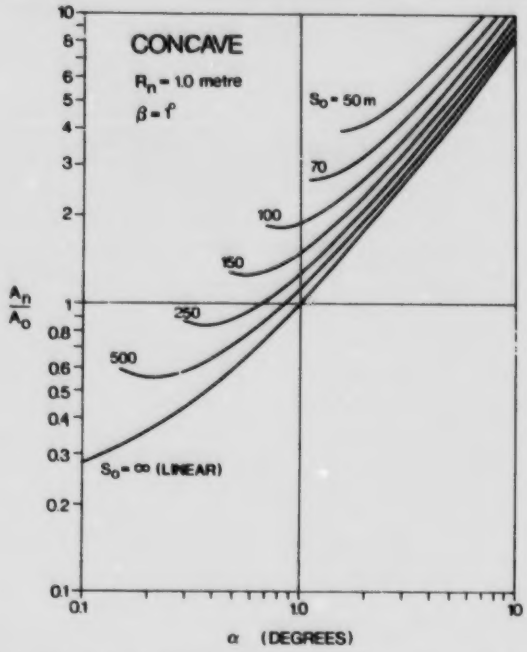


Figure 12. Relationships between A_n/A_o (the ratio of concave shoreline marsh area associated with water level condition R_n above datum to the concave shoreline marsh area associated with zero water level datum) and offshore slope α for a variety of S_o values.

When Figure 13 is multiplied by Figure 6 for a fixed value S_o = 250 m, Figure 14 results. The hinge point in Figure 14 clearly occurs at an offshore slope $\alpha < \beta$. Both Figure 13 for linear shoreline marshes and Figure 14 for concave shoreline marshes indicate that as R_n increases to a maximum value of d, so also does the impact on marshland areal extent. This increased impact with R_n occurs on both sides of the hinge point, i.e., for α values small enough to be associated with a reduction in marsh area and for α values large enough to be associated with an increase in marsh area. Much larger impacts, however, are associated with reductions of linear marsh area than with reductions of concave marsh area. For larger values of α (corresponding to increases in marsh area), the impact of increasing R_n is comparable (at fixed β values) for both linear and concave marshes. The effect of varying β values on the areal extent of concave marshlands subject to persistent water level increases is shown in Figure 15. Fixed values of S_o = 250 m

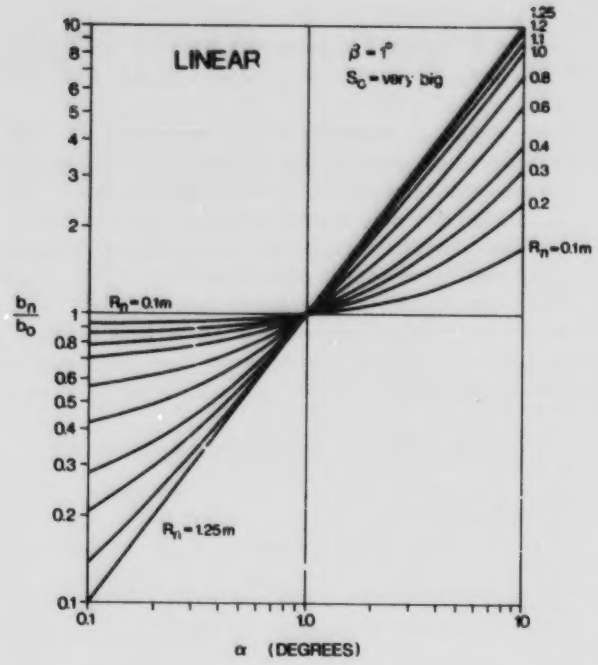


Figure 13. Relationships between the linear marsh ratio b_n/b_o and offshore slope α for a variety of increased water levels R_n.

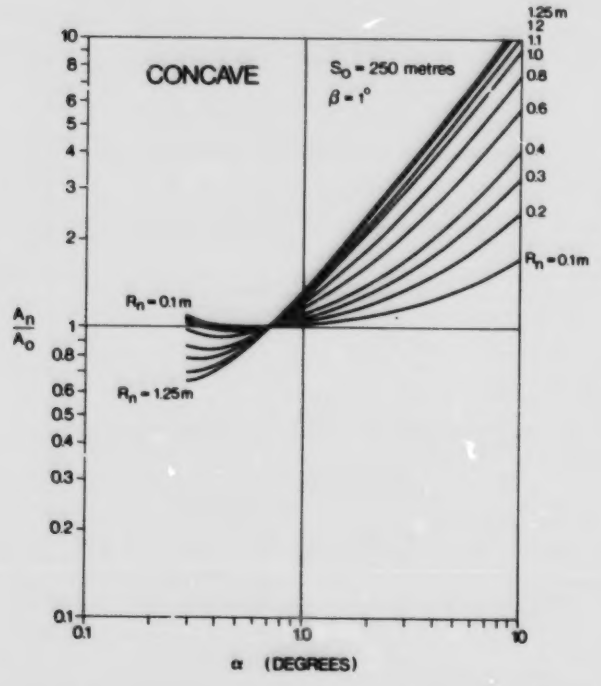


Figure 14. Relationships between A_n/A_o for concave shoreline marshes and offshore slope α for a variety of R_n values.

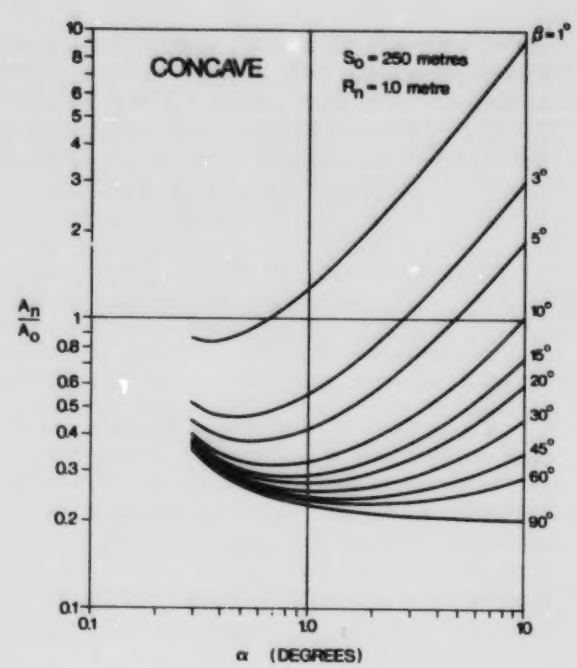


Figure 15. Relationships between A_n/A_o for concave shoreline marshes and offshore slope α for a variety of onshore slopes β.

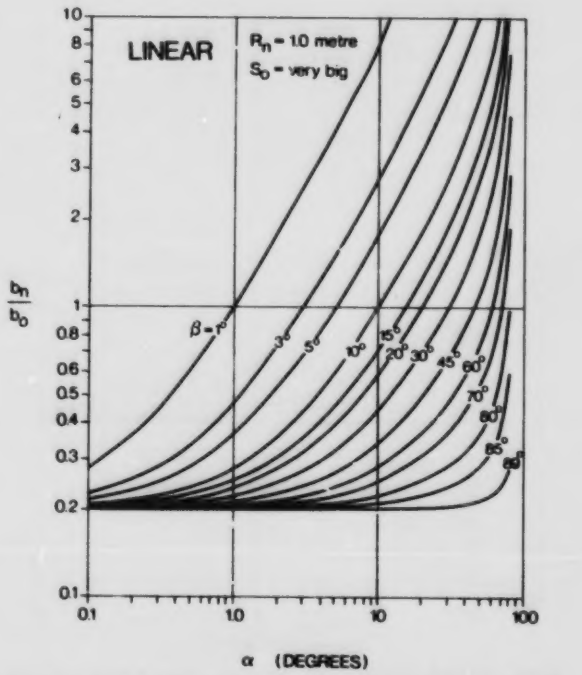


Figure 16. Relationships between b_n/b_o for linear shoreline marshes and offshore slope α for a variety of onshore slopes β.

and R_n = 1.0 m are taken, and a family of curves depicting A_n/A_o as a function of α are shown for $1^\circ < \beta < 90^\circ$. As expected, it is seen that for the range of α values $0.1^\circ < \alpha < 10^\circ$, only values of $\beta < 10^\circ$ result in situations that may be accompanied by increased marshland areal extent. It is also evident that the value of α beyond which the concave marsh areal extent increases (i.e. $A_n/A_o > 1$) occurs at some value $\alpha < \beta$. This may be compared to the corresponding condition for linear shoreline marshes (Fig. 16) in which this transition from a reduction in areal extent to an increase occurs at $\alpha = \beta$.

Figures 12 to 16 have assumed the ideal condition of ready establishment of vegetative equilibrium. The condition for which no such equilibrium may be established is represented by $\beta = 90^\circ$. Figure 17 illustrates A_n/A_o for a concave shoreline marsh in which $\beta = 90^\circ$ and R_n = 1.0 m for a variety of S_o values. For $S_o \to \infty$ the linear marsh curve becomes a horizontal line independent of α and equal to the limit of A_n/A_o for a concave marsh of any S_o value as $\alpha \to 90^\circ$. For the parameters of Figure 17, this limiting value of A_n/A_o as seen from equation (12) is $1 - R_n/d = 0.2$.

Figure 18 illustrates this non-equilibrium ($\beta = 90^\circ$) concave marsh situation and the response of A_n/A_o vs. α to changing R_n values (S_o is fixed at 250 m). Clearly, such a situation may only result in a decrease in marsh area with increase in persistent water level. For comparison, Figure 19 illustrates the non-equilibrium situation for a linear shoreline marsh (S_o very large) and once again the near-linear behaviour of concave marshes (Fig. 18) at large values of α is distinctly evident, the departure from near-linear behaviour dramatically increasing as α drops below 1° or 2°.

While, for $R_n > 0$, the geometric marsh factor

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

for a concave shoreline marsh is always >1, this same factor for a convex shoreline marsh is always <1. Quite simply

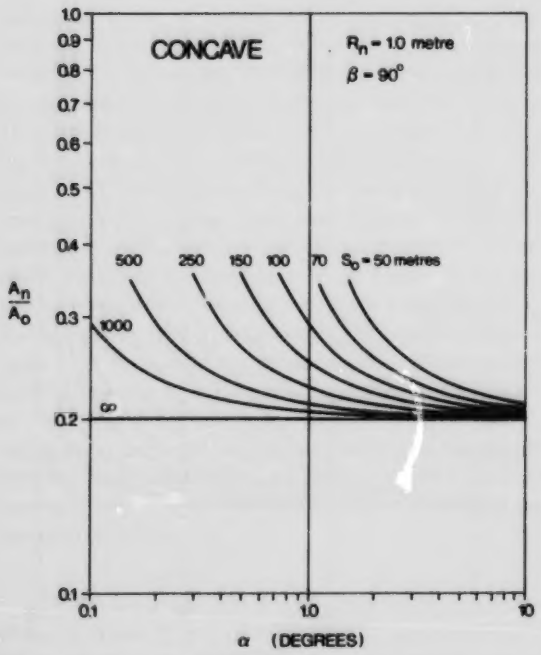


Figure 17. Relationships between A_n/A_o for concave shoreline marshes and offshore slope α for a variety of S_o values and onshore slopes β = 90° (i.e. a non-regenerative marsh).

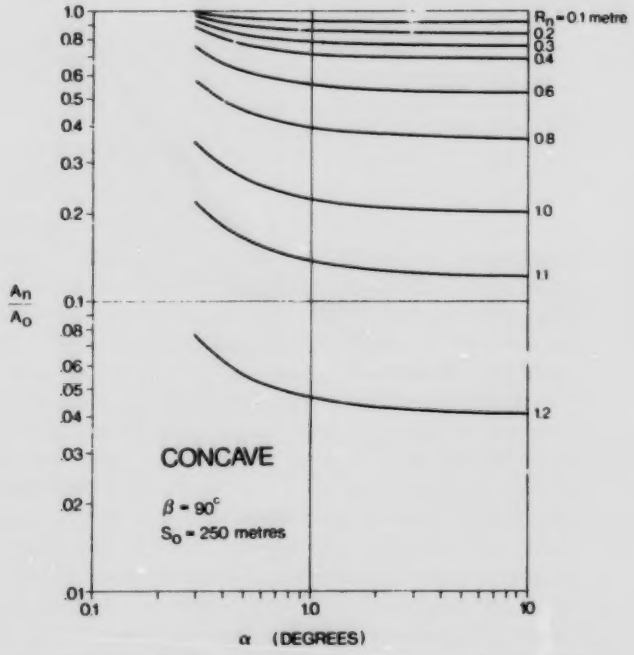


Figure 18. Relationships between A_n/A_o for concave shoreline marshes and offshore slope α for a variety of R_n values and onshore slope β = 90° (i.e. a non-regenerative marsh).

expressed in terms of S_o, R_n, b_o, α and β, this factor becomes:

$$\left(\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}\right)_{\text{concave}} = 1 + \frac{R_n}{2S_o - b_o} (\cot\alpha + \cot\beta) \quad (11a)$$

$$\left(\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}\right)_{\text{convex}} = 1 - \frac{R_n}{2S_o + b_o} (\cot\alpha + \cot\beta) \quad (11b)$$

Figure 20 illustrates the convex shoreline marsh factor (<1) for a fixed R_n = 1 m, and a fixed $\beta = 1°$ depicted as a function of α for a family of S_o values. Clearly, each S_o value has its own associated geometric factor which is almost independent of α for all but the smallest and largest of marshes. When the geometric factors of Figure 20 are multiplied by the corresponding b_n/b_o ratios for a fixed R_n = 1 m and $\beta = 1°$, the family of curves shown in Figure 21 results. For comparison, the linear shoreline marsh (S_o very large) is also shown. Figure 21 illustrates that the A_n/A_o values for a convex shoreline marsh are always less than the b_n/b_o values for a linear shoreline marsh; the larger the convex marsh, the more closely it resembles a linear marsh; and the areal extent of the convex marsh may be either reduced or increased subsequent to a persistent water level elevation followed by vegetative equilibrium. The transition from areal extent reduction to areal extent expansion, as seen previously, occurs at $\alpha = \beta$ for linear shoreline marshes. However, such transition occurs at $\alpha > \beta$ for convex shoreline marshes (just the opposite of the situation for concave shoreline marshes wherein such transition occurs at $\alpha < \beta$). The extreme case for which no vegetation equilibrium is established ($\beta = 90°$) for the convex shoreline marsh is shown in Figure 22, again for R_n = 1 m. The linear marsh situation (again, as in Figs. 17 and 19) is represented by a fixed value

$$\frac{A_n}{A_o} = \frac{b_n}{b_o} = 0.2$$

with the family of curves representing the various convex marshes lying below this linear value.

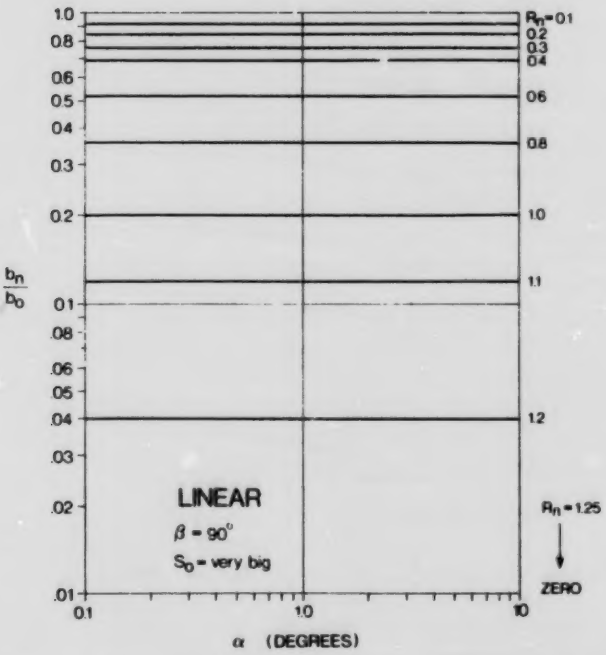


Figure 19. Relationships between b_n/b_o for linear shoreline marshes and offshore slope α for a variety of R_n values and onshore slope $\beta = 90°$ (i.e. a non-regenerative marsh).

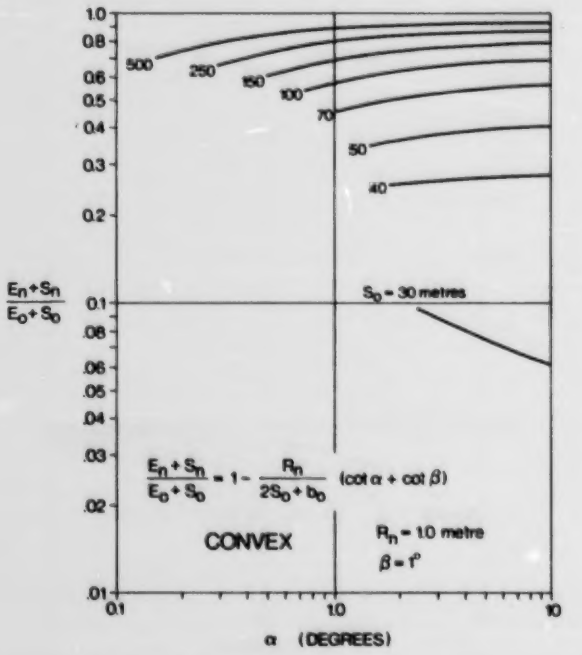


Figure 20. Relationships between the convex shoreline marsh factor $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ and offshore slope α for a variety of S_o values.

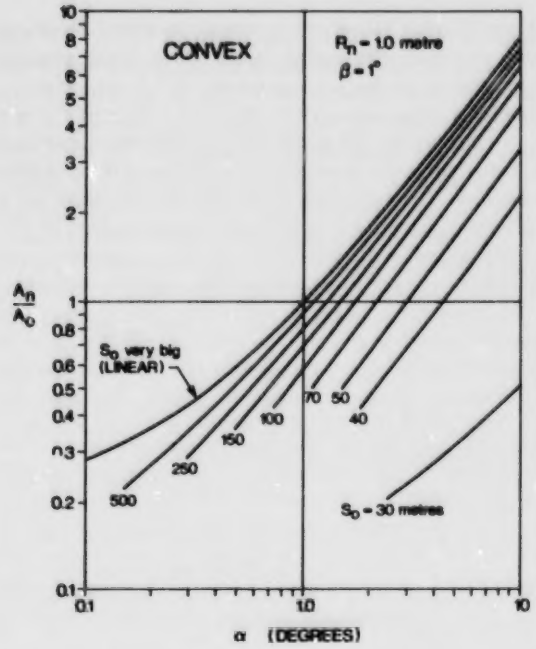


Figure 21. Relationships between A_n/A_o for convex shoreline marshes and offshore slope α for a variety of S_o values.

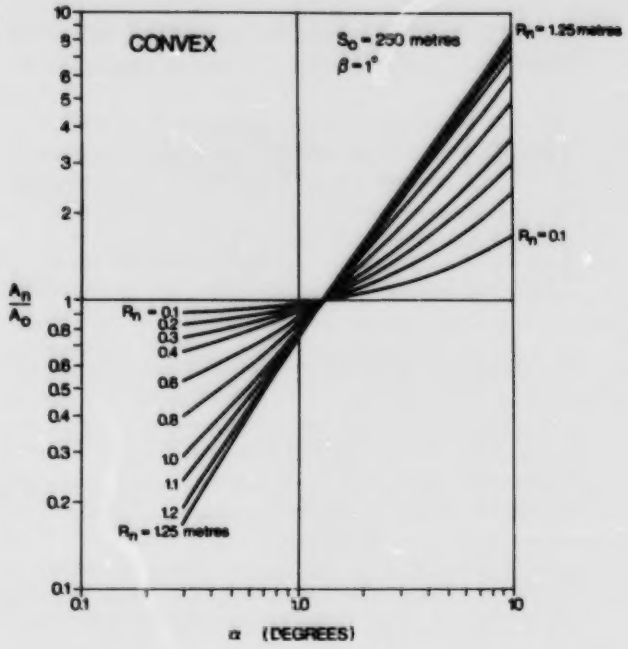


Figure 23. Relationships between A_n/A_o for convex shoreline marshes and offshore slope α for a variety of R_n values.

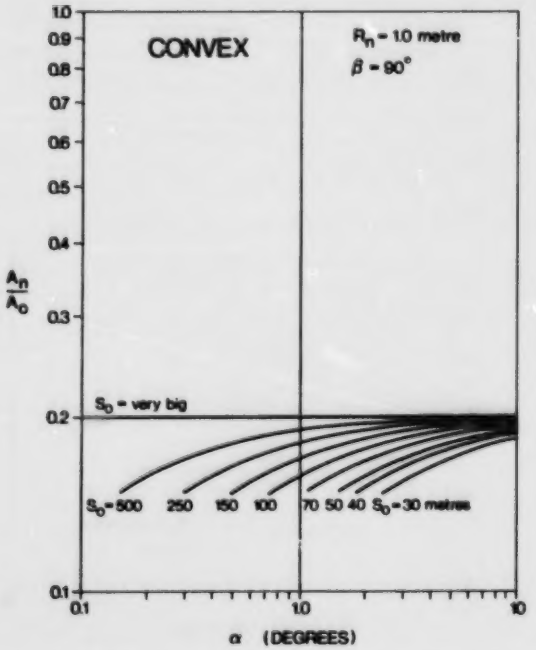


Figure 22. Relationships between A_n/A_o for convex shoreline marshes and offshore slope α for a variety of S_o values and onshore slope β = 90° (i.e. a non-regenerative marsh).

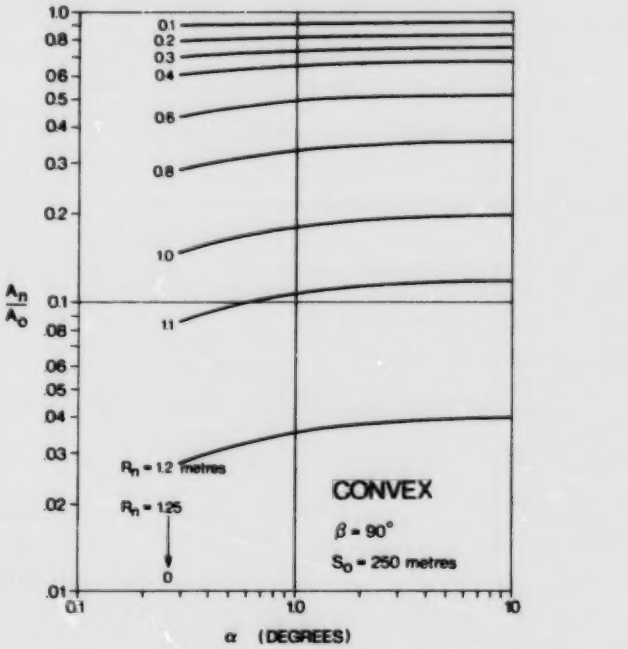


Figure 24. Relationships between A_n/A_o for convex shoreline marshes and offshore slope α for a variety of R_n values and onshore slope β = 90° (i.e. a non-regenerative marsh).

Figure 23 (which may be directly compared with its concave shoreline counterpart in Fig. 14) indicates the family of curves representing A_n/A_o as a function of α for convex shoreline marshes with a fixed S_o = 250 m, a fixed $\beta = 1^\circ$, and a variety of persistent water levels R_n above zero water level datum where $0 < R_n < d$. The similarity of Figure 23 to Figure 14 is very apparent, a principal difference being that the hinge point at which $A_n = A_o$ for concave shoreline marshes occurs at a value of $\alpha < \beta$ (Fig. 14), while the hinge point at which $A_n = A_o$ for convex shoreline marshes occurs at a value of $\alpha > \beta$ (Fig. 23). The hinge point at which $A_n = A_o$ for linear shoreline marshes occurs, of course, at $\alpha = \beta$ (Fig. 13).

Figure 24 (comparable to its concave shoreline marsh counterpart of Fig. 18) represents the non-equilibrium ($\beta = 90^\circ$) convex marsh situation for S_o = 250 m and the variable R_n values of Figure 23. At large values of α, both concave and convex marshes approach linear behaviour (Fig. 19). At lower values of α, the departure from linear behaviour becomes more pronounced with decreasing α, the concave marshland (Fig. 18) increasing above the linear value, and the convex marshland (Fig. 24) decreasing below the linear value. All three shoreline marshland types (linear, concave, and convex), however, manifest as reduced areal extent when subject to prolonged increases in water level for the case of total inability to establish a vegetation equilibrium (i.e. the case defined by $\beta = 90^\circ$).

Geometric Marsh Model: Elliptical Shorelines

Figure 25a illustrates a general elliptical shoreline marsh condition that might typify the convex nature of some islands and headlands. The ellipse is defined by axes of lengths u and v. The marsh parameters (consistent with the E and S distance parameters of the convex shoreline situation of Fig. 4) associated with these axes are taken as E_u, S_u, E_v and S_v, respectively. For the two distinct conditions of water level R_n (above zero water level datum) and R_o (zero water level datum), the eight geometric marsh parameters become E_{ou}, E_{nu}, S_{ou}, S_{nu}, E_{ov}, E_{nv}, S_{ov} and S_{nv}.

For a completely elliptical convex marsh (e.g. an elongated island), A_n/A_o may be approximated as:

$$\frac{A_n}{A_o} = \frac{\pi E_{nu}\ E_{nv} - \pi S_{nu}\ S_{nv}}{\pi E_{ou}\ E_{ov} - \pi S_{ou}\ S_{ov}} \qquad (14)$$

$$= \frac{(E_{nu} + S_{nu})\frac{b_{nv}}{b_{ou}} + (E_{nv} + S_{nv})\frac{b_{nu}}{b_{ou}}}{E_{ov} + S_{ov} + (E_{ou} + S_{ou})\frac{b_{ov}}{b_{ou}}}$$

where b_{nv}/b_{ou} is the ratio of the new marsh linear distance (E_{nv} - S_{nv}) along the v-axis at water level R_n to the original marsh linear distance (E_{ou} - S_{ou}) along the u-axis at zero water level R_o; b_{nu}/b_{ou} is the ratio of the new marsh linear distance (E_{nu} - S_{nu}) along the u-axis at water level R_n to the original marsh linear distance (E_{ou} - S_{ou}) along the u-axis at zero water level; b_{ov}/b_{ou} is the ratio of the original marsh linear distance (E_{ov} - S_{ov}) along the v-axis to the original marsh linear distance (E_{ou} - S_{ou}) along the u-axis.

Obtaining a linear shoreline equivalent for an elliptical configuration poses certain problems, since associated with every marsh dimension between u and v is a specific (α, β) set. Consequently, each point on the circumference of the ellipse is defined by a distinct pair of slopes, and therefore a spectrum of b_n values emerges. It is this variation in slopes that necessitates the cross-axial ratios of equation (14). If it is assumed that the angle α is a constant (i.e. the offshore slope remains invariant along the elliptical shoreline) and that β varies to accommodate the marsh area physically, then the values of b_n/b_o can be seen to vary from a minimum value b_{nv}/b_{ov} along the v-axis to a maximum value b_{nu}/b_{ou} along the u-axis.

Similarly, the general elliptical shoreline condition that might typify the concave nature of some bays and bights (shown in Fig. 25b) can also be expressed by the governing equation (14). A qualifier analogous to the use of this equation for both convex and concave elliptical shorelines applies as for the use of equation (9) for both convex and concave shoreline marshes. For convex shorelines $E_n < E_o$ and $S_n < S_o$ for both the u- and v-axes and for concave shorelines $E_n > E_o$ and $S_n > S_o$ for both axes.

To display graphically the roles of α, β, R_n, and ellipticity on the effects of persistent water level fluctuations on convex and/or concave elliptical shoreline marshes, it is convenient to expand equation (14) in terms of the geometric parameters of Figure 25c. Herein is depicted an ellipse with axes u and v and an ellipticity factory γ defined as the ratio v/u. Since u may be >v, <v, or = v (i.e., u may be a major or minor axis), γ may be < 1, > 1 or = 1, respectively. Even though each point on the circumference of the ellipse is defined by an independent (α, β) set, only two input (α, β) sets require consideration, namely α_u and β_u associated with the u-axis, and α_v and β_v associated with the v-axis. To generate families of curves which may be compared with the families of curves already generated for linear, concave and convex shoreline marshes, A_n/A_o values for convex and concave elliptical shoreline marshes will be calculated and displayed as a function of α_u, viz. the offshore slope associated with the u-axis of the elliptical configuration of Figure 25c. Consistent with this manner of interrelationship presentation is the consideration of (b_n/b_o) along the u-axis as the linear

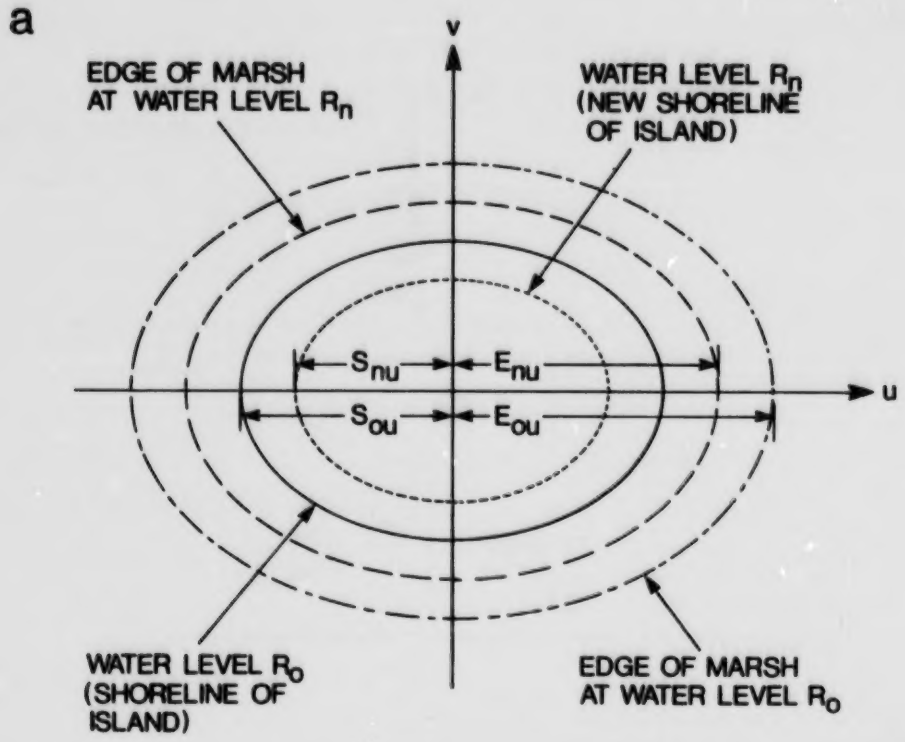


Figure 25a. General elliptical shoreline marsh condition typifying the convex nature of islands and headlands.

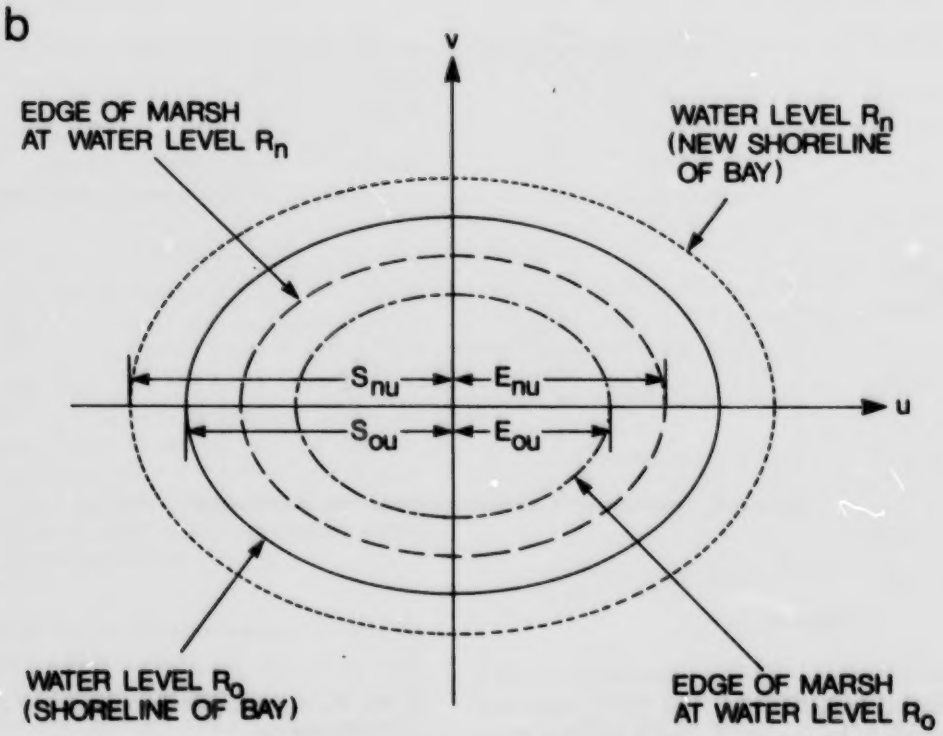


Figure 25b. General elliptical shoreline marsh condition typifying the concave nature of bays and bights.

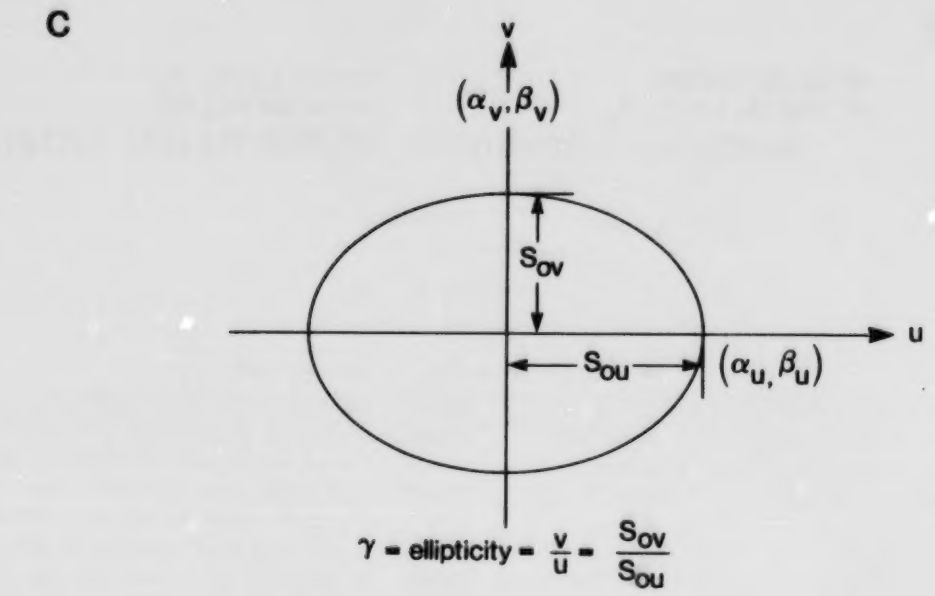


Figure 25c. Geometric parameters for elliptical shoreline marshes.

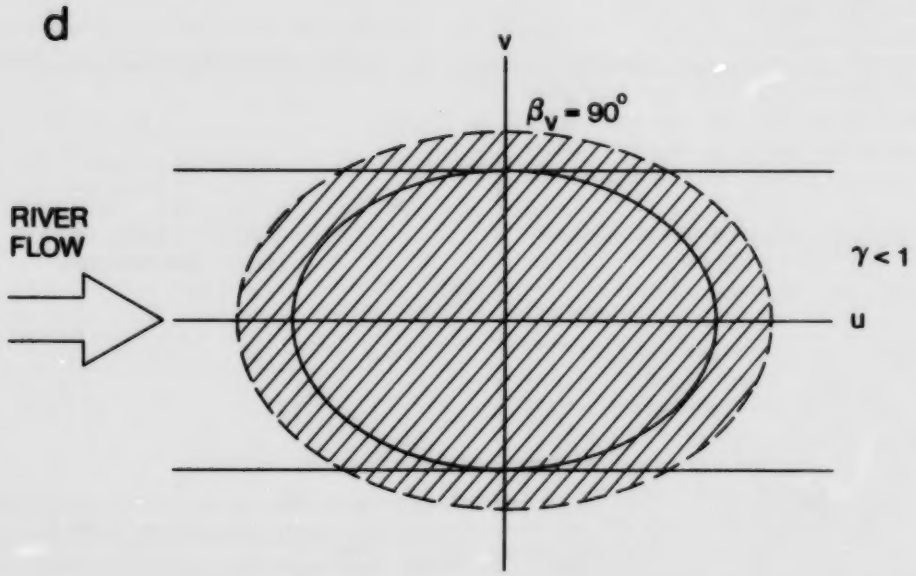


Figure 25d. Establishment of elliptical shoreline marshes at river mouths or coves.

shoreline marsh equivalent, i.e., the linear equivalent (b_n/b_o) is taken to be (b_{nu}/b_{ou}). This is reflected below in the A_n/A_o equations for convex and concave elliptical shoreline marshes.

Convex

$$\frac{A_n}{A_o} = \left[\frac{b_{nv} + (S_{ov} - R_n \cot \beta_v) + (S_{ou} - R_n \cot \beta_u)\left(\frac{b_{nv}}{b_{nu}}\right)}{b_{ov} + S_{ov} + S_{ou}\left(\frac{b_{ov}}{b_{ou}}\right)} \right] \times \left(\frac{b_{nu}}{b_{ou}}\right) \quad (15)$$

Concave

$$\frac{A_n}{A_o} = \left[\frac{-b_{nv} + (S_{ov} + R_n \cot \beta_v) + (S_{ou} + R_n \cot \beta_u)\left(\frac{b_{nv}}{b_{nu}}\right)}{-b_{ov} + S_{ov} + S_{ou}\left(\frac{b_{ov}}{b_{ou}}\right)} \right] \times \left(\frac{b_{nu}}{b_{ou}}\right) \quad (16)$$

where the terms are as previously defined.

In an analog identical with equations (8) and (9), the square-bracketed portions of equations (15) and (16) represent the convex and concave elliptical marsh factors, factors which, when divided into measured (A_n/A_o) ratios for elliptical marshes subjected to persistent water level changes, will yield related linear marsh ratios (b_n/b_o) along the u-axis.

Figure 26 illustrates the family of curves of (A_n/A_o) as a function of α_u for a concave elliptical marsh of fixed $\alpha_v = 1°$, fixed $\beta_u = 2°$, fixed $\beta_v = 2°$, and fixed persistent water level increase $R_n = 1$ m. The ellipse factor $\gamma = \frac{v}{u}$ is taken as 0.5, and S_{ou} is taken to vary between 150 m and ∞ (i.e. very large). Figures 27 and 28 illustrate the comparable families of curves for $\gamma = 1$ (i.e. circular concave marsh) and $\gamma = 10$, respectively. Figures 26, 27 and 28 represent the condition in which maximum vegetative equilibrium may be readily established.

Figures 29, 30 and 31 illustrate the A_n/A_o versus α_u families of curves for fixed values $\alpha_v = 1°$, $\beta_u = 2°$, $\beta_v = 90°$ (i.e., rocky or steep shorelines perpendicular to the v-axis) and $R_n = 1$ m for $\gamma = 0.5$, $\gamma = 1$ and $\gamma = 10$, respectively.

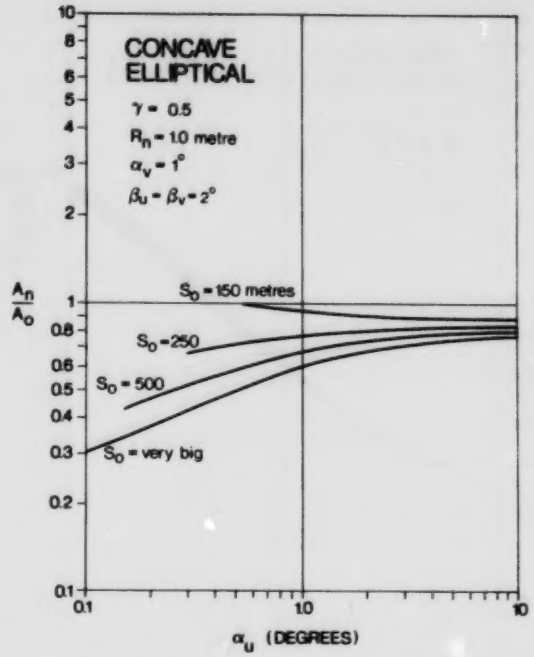


Figure 26. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 0.5$ for a variety of S_o values.

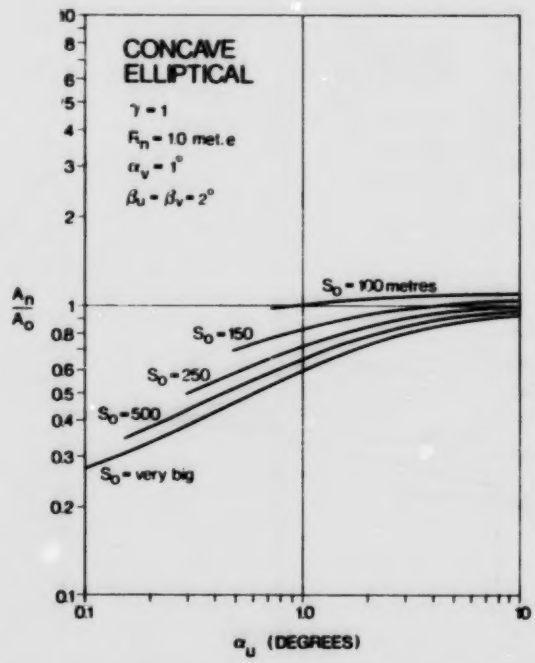


Figure 27. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 1.0$ for a variety of S_o values.

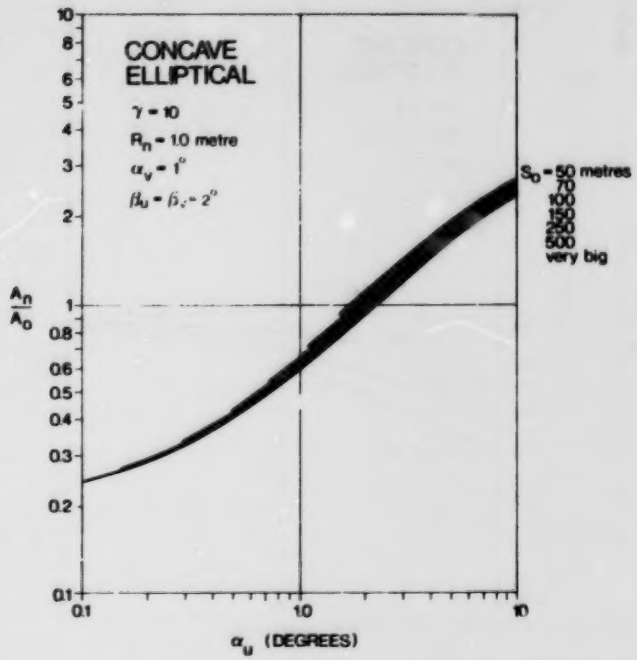


Figure 28. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor γ = 10 for a variety of S_o values.

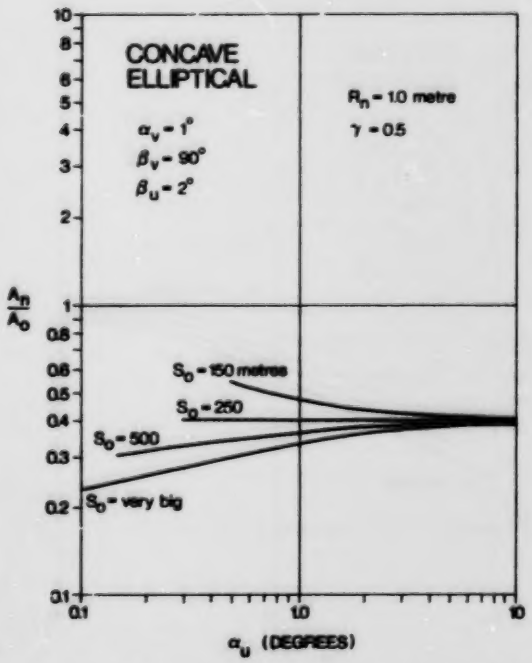


Figure 29. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor γ = 0.5 for a variety of S_o values and β_v = 90° (i.e. partially non-regenerative marsh).

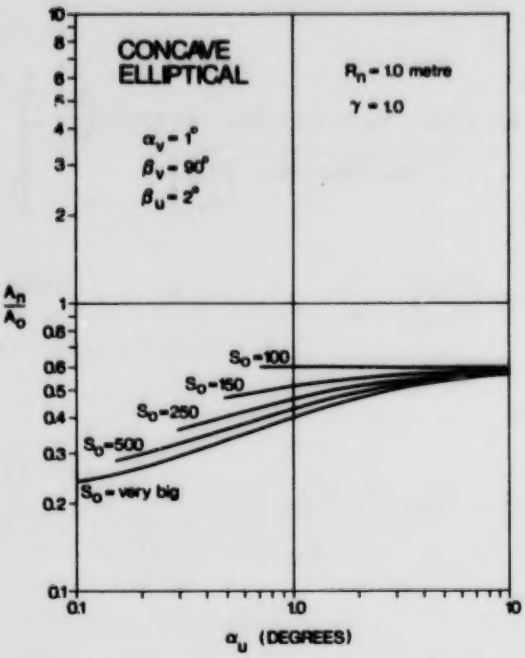


Figure 30. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor γ = 1.0 for a variety of S_o values and β_v = 90° (i.e. partially non-regenerative marsh).

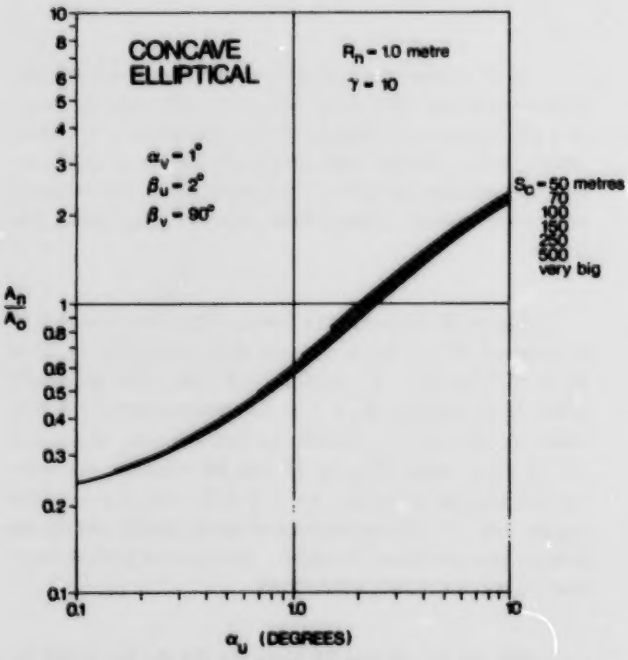


Figure 31. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor γ = 10 for a variety of S_o values and β_v = 90° (i.e. partially non-regenerative marsh).

Clearly, such restraints on vegetative regeneration result in marshland areas considerably smaller than would be expected under conditions favouring vegetative equilibrium (as shown in Figs. 26, 27 and 28). The higher the ellipticity factor γ for the case of $\beta_v = 90^\circ$, however, the closer the family of curves is to the case of regenerative vegetation (compare Figs. 28 and 31). This is a direct consequence of the considerably reduced impact of β_v upon the total elliptical areal extent for high γ values. Such a situation of high γ coupled with $\beta_v = 90^\circ$ is, however, not frequently encountered in wetland studies. Far more frequently encountered is the situation in which $\beta_v = 90^\circ$ and γ is significantly < 1, as sketched in Figure 25d. This represents the establishment of marshes either in coves or in river mouths, and assuming either concave elliptical or concave semi-elliptical configurations surrounded by high bluffs physically oriented roughly parallel to the principal direction of water flow.

The effect of varying β_u for a concave elliptical marshland capable of sustaining vegetative equilibrium is illustrated in Figures 32, 33 and 34. Herein are depicted the families of curves of A_n/A_o as a function of α_u for a fixed $\alpha_v = 1^\circ$, $\beta_v = 2^\circ$, $S_{ou} = 250$ m and $R_n = 1$ m for $\gamma = 0.5$, $\gamma = 1.0$, and $\gamma = 10$, respectively. The values of β_u range from 1° to 90°. Clearly, for each value of ellipticity, increasing the values of β_u results in further depressed values of A_n/A_o.

The corresponding situations resulting from varying β_u for a concave elliptical marsh that cannot sustain vegetative equilibrium along the v-axis (i.e. $\beta_v = 90^\circ$) are illustrated in Figures 35, 36 and 37, which refer to $\gamma = 0.5$, $\gamma = 1$ and $\gamma = 10$, respectively, all other parameters being identical with those used to generate Figures 32, 33 and 34. Once again the effect of restricting vegetation regeneration results in reductions in A_n/A_o from what would be anticipated in the absence of such regeneration restrictions, the departures from such unfettered A_n/A_o values becoming much less significant with increasing values of γ (compare Figs. 34 and 37).

In a similar manner, Figures 38, 39 and 40 illustrate the families of curves resulting from varying the value of the persistent water level increase R_n on a totally regenerative marshland region defined by fixed values $\alpha_v = 1^\circ$, $\beta_v = 2^\circ$, $\beta_u = 2^\circ$, and $S_{ou} = 250$ m. The figures represent γ's of 0.5, 1.0 and 10, respectively. The comparable situations for complete restriction of vegetative regeneration (i.e. $\beta_v = 90^\circ$) are depicted in Figures 41, 42 and 43.

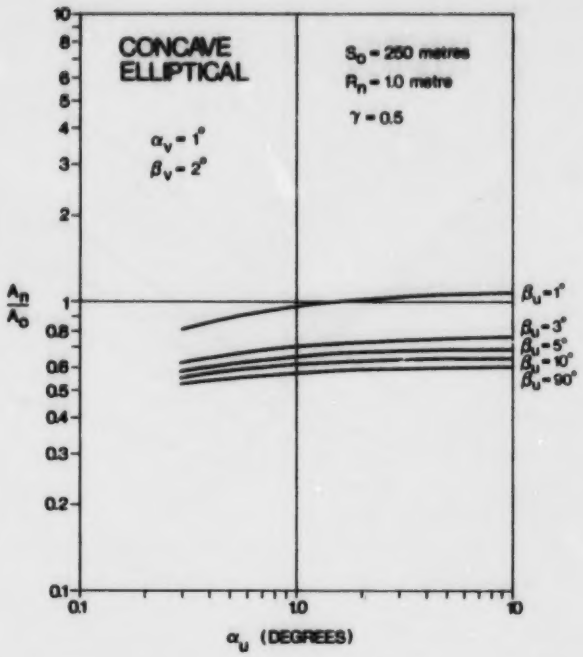


Figure 32. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 0.5$ for a variety of β_u values.

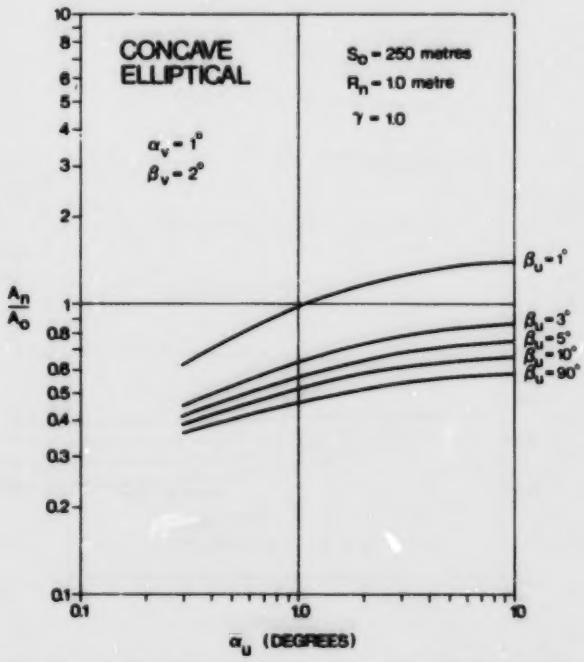


Figure 33. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor $\gamma = 1.0$ for a variety of β_u values.

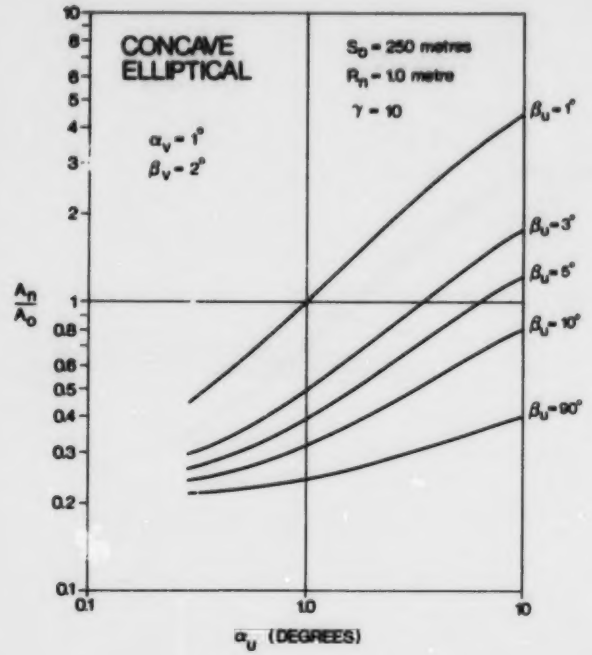


Figure 34. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor γ = 10 for a variety of β_u values.

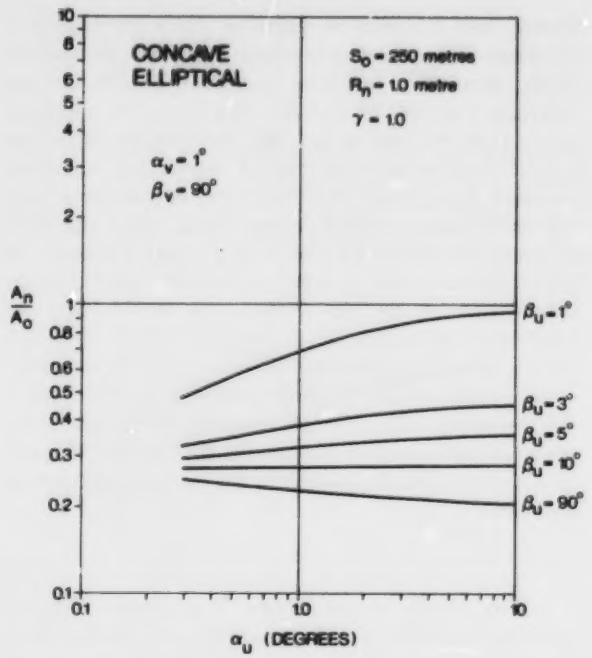


Figure 36. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor γ = 1.0 for a variety of β_u values and β_v = 90° (i.e. partially non-regenerative marsh).

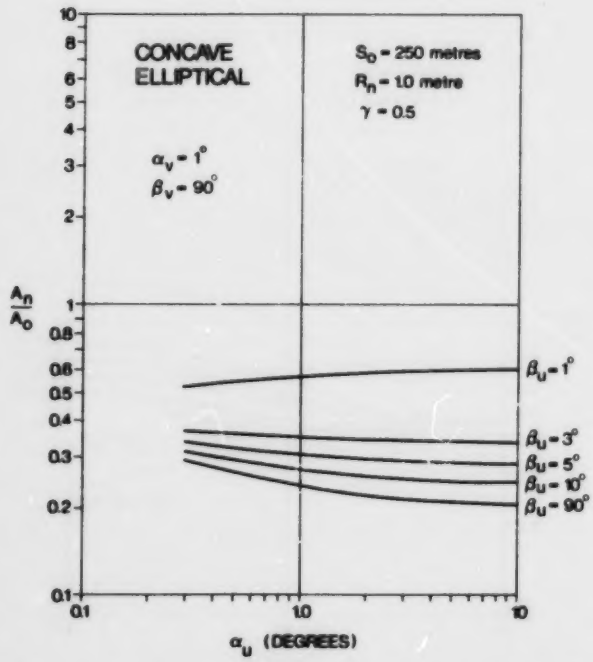


Figure 35. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor γ = 0.5 for a variety of β_u values and β_v = 90° (i.e. partially non-regenerative marsh).

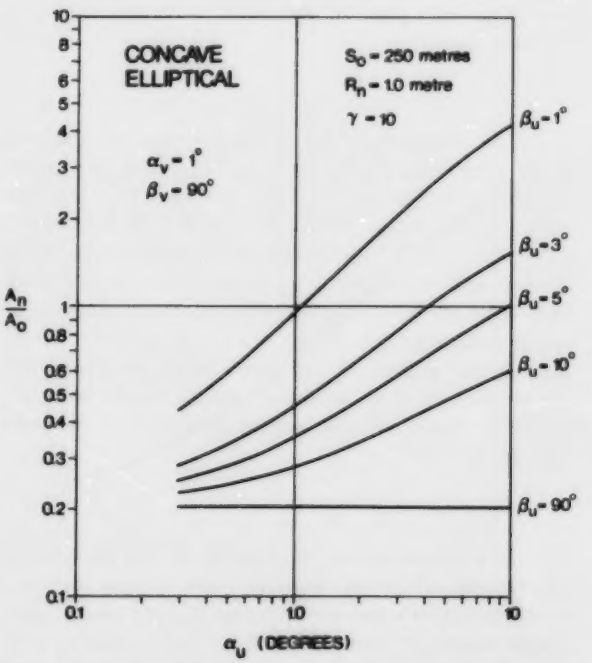


Figure 37. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor γ = 10 for a variety of β_u values and β_v = 90° (i.e. partially non-regenerative marsh).

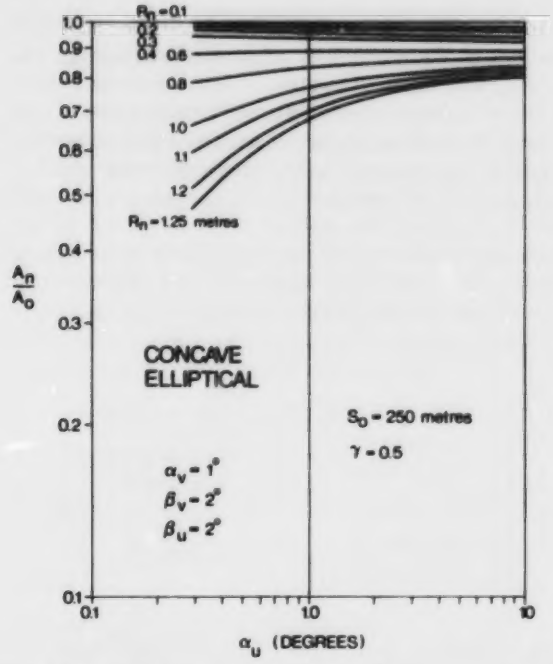


Figure 38. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor γ = 0.5 for a variety of R_n values.

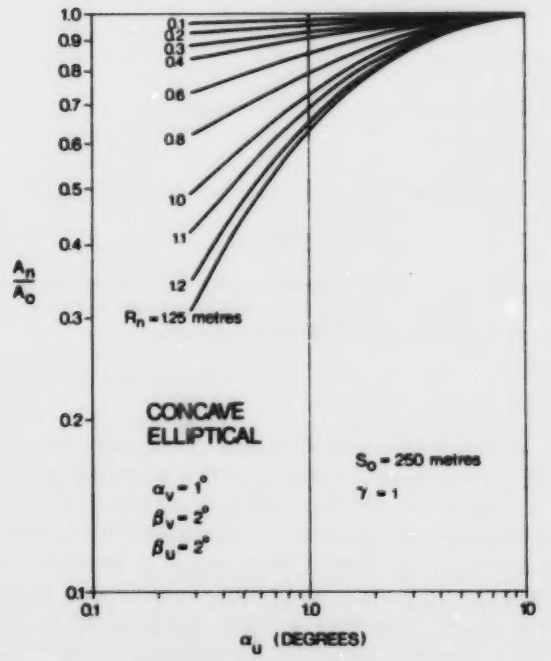


Figure 39. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor γ = 1.0 for a variety of R_n values.

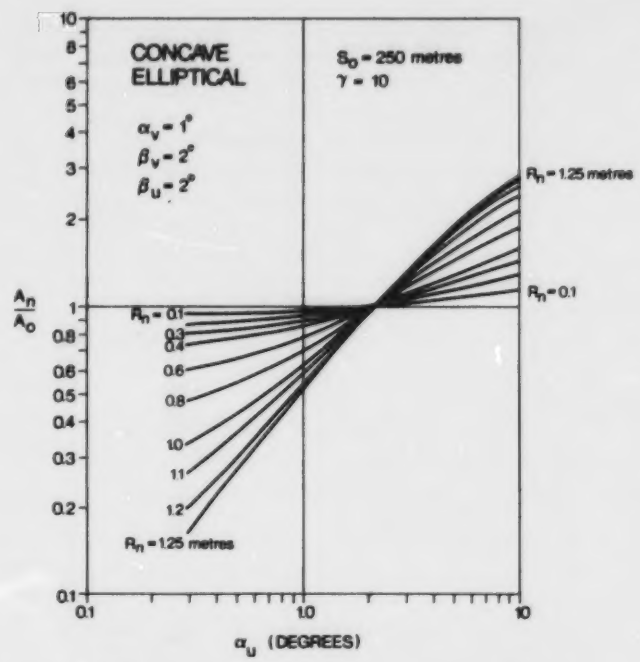


Figure 40. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor γ = 10 for a variety of R_n values.

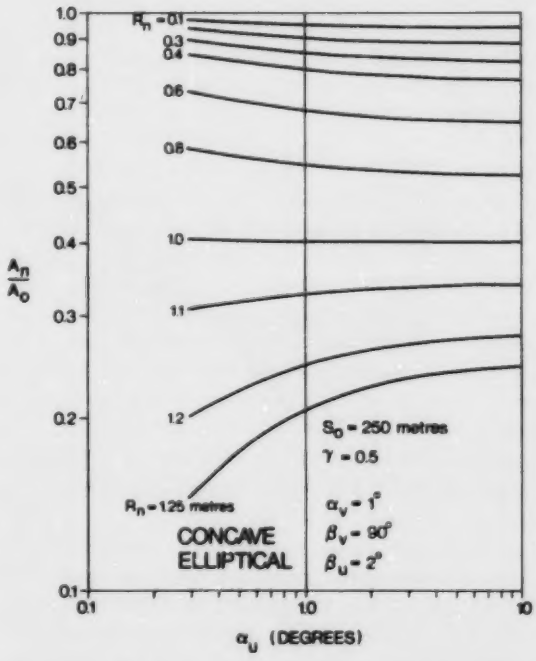


Figure 41. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor γ = 0.5 for a variety of R_n values and β_v = 90° (i.e. partially non-regenerative marsh).

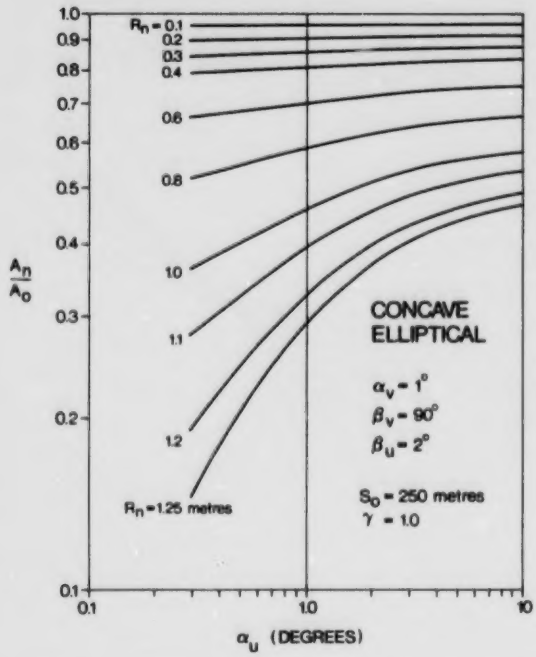


Figure 42. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor γ = 1.0 for a variety of R_n values and β_v = 90° (i.e. partially non-regenerative marsh).

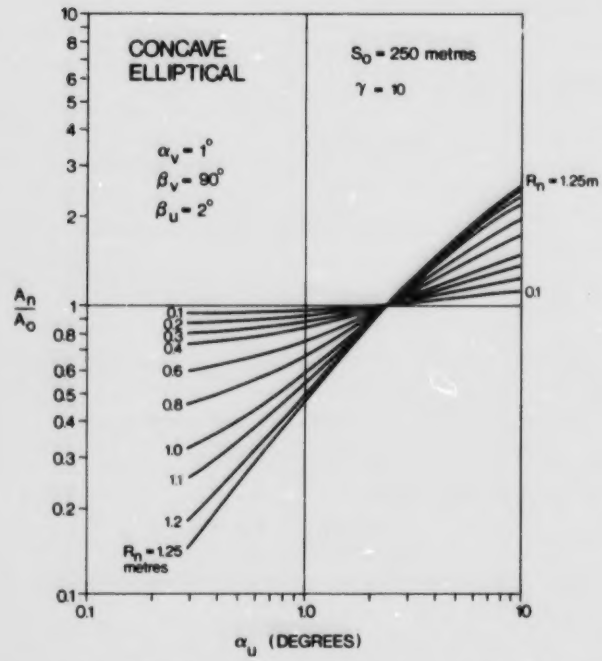


Figure 43. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u and ellipticity factor γ = 10 for a variety of R_n values and β_v = 90° (i.e. partially non-regenerative marsh).

It is singularly apparent that an infinite set of combinations of the multiplicity of parameters [(α_u, β_u), (α_v, β_v), S_{ou}, S_{ov}, R_n, d, γ] involved in both the concave elliptical and the convex elliptical shoreline marshes may be used to generate families of curves such as those represented in Figures 26 through 43. The interested reader may, indeed, wish to generate such curves pertinent to particular regions of interest. No more of these curves will be generated herein. Rather, the next four figures in this section will illustrate briefly the effect of γ (i.e. the ellipticity) on the A_n/A_o versus α_u relationships.

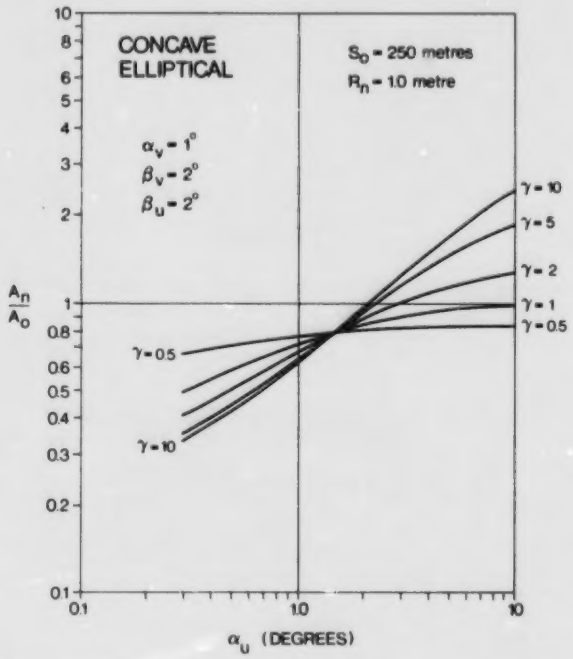


Figure 44. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u for a variety of ellipticity factor values.

Figure 44 illustrates the A_n/A_o versus α_u curves appropriate to a concave elliptical shoreline marsh defined by $\alpha_v = 1°$, $\beta_u = 2°$, $\beta_v = 2°$, S_{ou} = 250 m, R_n = 1.0 m, d = 1.25 m, and possessing the capability of establishing a totally effective vegetation equilibrium, for a variety of ellipticities γ ranging from 0.5 (describing a marsh foreshortened in the v-axis) to 10 (describing a marsh foreshortened in the u-axis). The salient features of Figure 44 are the following:

(a) A distinct hinge point is evident in the family of curves, indicating that for concave elliptical marshes, a value of α_u exists at which the value A_n/A_o is

independent of γ, i.e., independent of the ellipticity of the shoreline marsh.

(b) For values of α_u less than the hinge-point value of α_u, the value of A_n/A_o decreases with increasing γ. For values of α_u more than the hinge-point value of α_u, the value of A_n/A_o increases with increasing γ.

(c) Depending upon the geometric slopes of the confining marsh basin, the areal extent of a totally regenerative concave elliptical shoreline marsh may either increase $A_n/A_o > 1$ or decrease $A_n/A_o < 1$ with an increase in persistent water level.

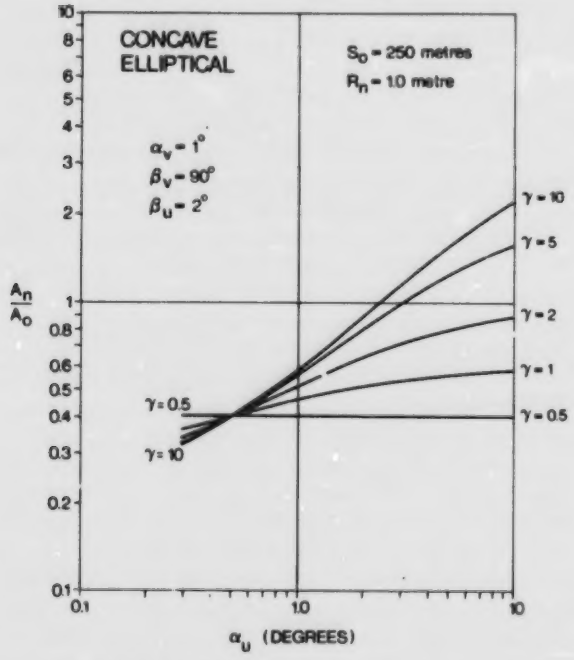


Figure 45. Relationships between A_n/A_o for concave elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u for a variety of ellipticity factor values and $\beta_v = 90°$ (i.e. partially non-regenerative marsh).

Figure 45 illustrates the family of curves that is a counterpart to that of Figure 44, with the imposed restriction that the concave elliptical marshland be totally unable to establish vegetative regeneration equilibrium along the v-axis (i.e., $\beta_v = 90°$ representing either steep or rocky shorelines encountered at the strand line). Comparing Figure 45 (concave elliptical marsh incapable of sustaining vegetative equilibrium) with Figure 44 (concave elliptical marsh capable of readily establishing total vegetative equilibrium), it may be seen that:

(a) The distinct hinge point, defining that value of α_u at which the value A_n/A_o is independent of the ellipticity γ, is found at a lower value of α_u for marshes not displaying vegetative regeneration than the value of α_u appropriate for marshes (of otherwise comparable geometric configurations) which do display such regenerative capability. For the former situation, the hinge-point value of $\alpha_u < \alpha_v$, while for the latter $\alpha_u > \alpha_v$.

(b) For values of α_u less than the hinge-point value of α_u, A_n/A_o decreases with increasing γ with the values of A_n/A_o for the non-equilibrium concave elliptical marsh at a particular γ being lower than the value of A_n/A_o at that γ for the concave elliptical marsh capable of establishing restorative equilibrium. For values of α_u more than the hinge-point value α_u, A_n/A_o increases with increasing γ, with the values of A_n/A_o for the non-equilibrium concave elliptical marsh at a particular γ once again being lower than the value of A_n/A_o at that γ for the concave elliptical marsh capable of establishing restorative equilibrium. It is seen from Figures 44 and 45 that as γ becomes larger the difference between the behaviour of concave elliptical marshes capable and incapable of establishing vegetative equilibrium along the v-axis becomes increasingly smaller as both shoreline marsh types approach the condition of ideal linear marshland response.

In a comparable manner, the effects of γ on convex elliptical shoreline marshes are briefly indicated in Figures 46 and 47. Figure 46 illustrates the effect of γ on the A_n/A_o vs. α_u relationship for a convex elliptical marsh of fixed parameters $\alpha_v = 1°$, $\beta_u = \beta_v = 2°$, $S_{ou} = 250$ m, and $R_n = 1.0$ m. The shoreline marsh is taken to possess complete vegetative equilibrium capabilities. The corresponding situation for this convex elliptical marsh incapable of establishing v-axis vegetative equilibrium (i.e. $\beta_v = 90°$) is shown in Figure 47. The similarities and differences between these two convex elliptical shoreline marshes and their concave counterparts (Figs. 44 and 45) are clearly seen.

Obviously a plethora of curves may be constructed for convex elliptical shorelines, illustrating the impact on A_n/A_o resulting from changes in R_n, S_{ou}, (α_u, β_u), (α_v, β_v) and R_n. The consideration of the spectrum of intermediate vegetative equilibrium capabilities inclusive from total regeneration to zero regeneration further compounds this plethora. It is felt, however, that the large albeit extremely limited and restrictive, examples illustrated in this section

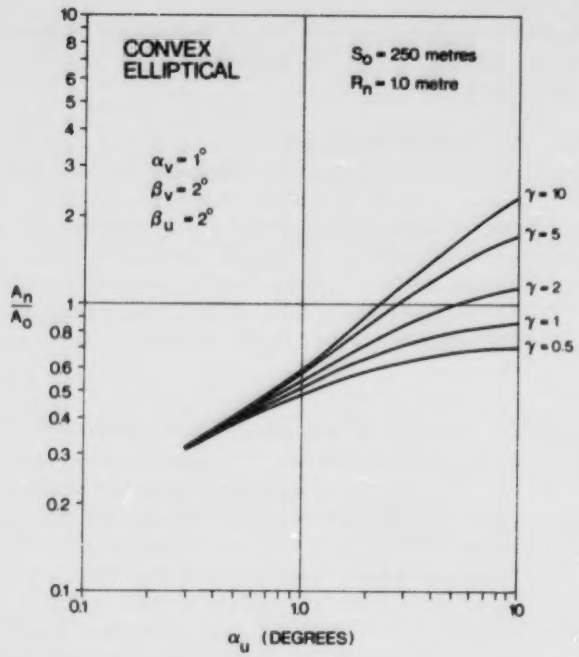


Figure 46. Relationships between A_n/A_o for convex elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u for a variety of ellipticity factor values.

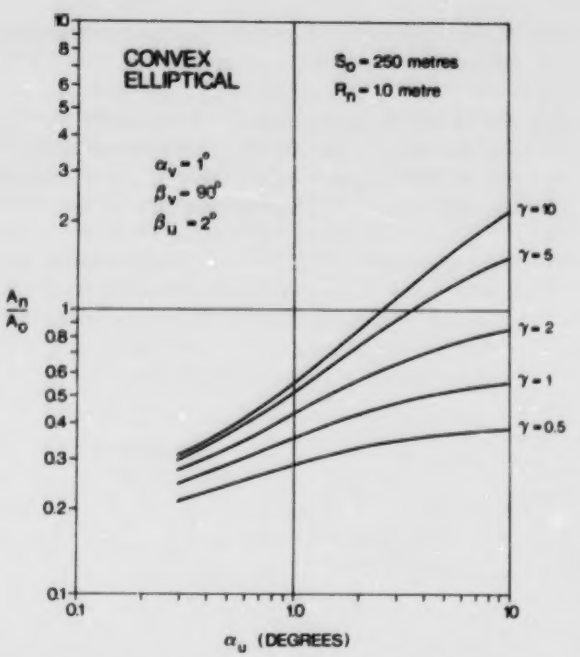


Figure 47. Relationships between A_n/A_o for convex elliptical shoreline marshes and principal axis offshore slope α_u for a variety of ellipticity factor values and β_v = 90° (i.e. partially non-regenerative marsh).

(coupled with the equally limited examples of linear and convex/concave shoreline marshes presented in earlier sections) will serve to illustrate adequately the nature and impact of the geometric physical basin parameters on the vulnerability of shoreline marshes to prolonged changes in water levels.

Marsh Model Computer Program

Throughout this report have appeared a large, but certainly not exhaustive, number of figures displaying the impact on geometrically describable marshlands of persistent changes in ambient water levels. To be of maximum use to interested researchers and/or environmental managers, some provision should be made to allow application of this conceptual mathematical model to local marsh areas of specific interest and concern. Therefore a "user-friendly" interactive computer program, MARSHMODEL, was devised. It is written in IBM PC BASIC language (Appendix).

Up to now it has been explicitly assumed that all values of persistent ambient water levels R_n (reckoned from the zero water level datum) are positive but do not exceed an increase greater than the value of d pertinent to the marsh in question, i.e. $0 \leq R_n \leq d$. Although the cases of R_n lying outside this range were considered in detail for linear shoreline marshes, no such detail was considered for concave/convex or elliptical shoreline marshes. Indeed, most ambient water level conditions in North America, particularly within the past couple of decades (which have been largely characterized by persistent water levels above the zero water level datum), are satisfied by the R_n range $0 \leq R_n \leq d$. Further, the conceptual geometric marsh model derived in this report is adequately described without the need to complicate further its presentation by considering, in detail, the cases for $R_n < 0$ and $R_n > d$. Nevertheless, the situations for which R_n may become negative (i.e., below the strand line which is taken to define zero water level datum in this model) or substantive enough to inundate the emergent marsh vegetation (i.e. $R_n > d$) have been historically encountered and will again be encountered in some instances. Consequently MARSHMODEL has been written to include the possibility of R_n exceeding, in either direction, the limits $0 \leq R_n \leq d$. The governing equations for these situations, assuming that vegetative equilibrium may be ultimately established between marsh and onshore terrains, may be shown to be as follows:

For $R_n < 0$

(a) Linear Shoreline

$$\frac{A_n}{A_o} = 1 \tag{17}$$

(b) Concave Shoreline

$$\frac{A_n}{A_o} = 1 + \frac{2R_n \cot \alpha}{2S_o - d \cot \alpha} \tag{18}$$

(c) Convex Shoreline

$$\frac{A_n}{A_o} = 1 - \frac{2R_n \cot \alpha}{2S_o + d \cot \alpha} \tag{19}$$

(d) Concave Elliptical Shoreline (eq. (20) below)

$$\frac{A_n}{A_o} = 1 + \frac{2R_n \cot \alpha_u \cot \alpha_v}{S_{ou} \cot \alpha_v + S_{ov} \cot \alpha_u - d \cot \alpha_u \cot \alpha_v}$$

(e) Convex Elliptical Shoreline (eq. (21) below)

$$\frac{A_n}{A_o} = 1 - \frac{2R_n \cot \alpha_u \cot \alpha_v}{S_{ou} \cot \alpha_v + S_{ov} \cot \alpha_u + d \cot \alpha_u \cot \alpha_v}$$

For $R_n > d$

(a) Linear Shoreline

$$\frac{A_n}{A_o} = \frac{\cot \beta}{\cot \alpha} \tag{22}$$

(b) Concave Shoreline

$$\frac{A_n}{A_o} = \left[\frac{2S_o + (2R_n - d) \cot \beta}{2S_o - d \cot \alpha}\right]\left[\frac{\cot \beta}{\cot \alpha}\right] \tag{23}$$

(c) Convex Shoreline

$$\frac{A_n}{A_o} = \left[\frac{2S_o - (2R_n - d) \cot \beta}{2S_o + d \cot \alpha}\right]\left[\frac{\cot \beta}{\cot \alpha}\right] \tag{24}$$

(d) Concave Elliptical Shoreline (eq. (25) below)

$$\frac{A_n}{A_o} = \frac{S_{ou} \cot \beta_v + S_{ov} \cot \beta_u + (2R_n - d) \cot \beta_u \cot \beta_v}{S_{ou} \cot \alpha_v + S_{ov} \cot \alpha_u - d \cot \alpha_u \cot \alpha_v}$$

(e) Convex Elliptical Shoreline (eq. (26) below)

$$\frac{A_n}{A_o} = \frac{S_{ou} \cot \beta_v + S_{ov} \cot \beta_u - (2R_n - d) \cot \beta_u \cot \beta_v}{S_{ou} \cot \alpha_v + S_{ov} \cot \alpha_u + d \cot \alpha_u \cot \alpha_v}$$

where all terms are as previously defined.

Note that equations (17) to (21) for $R_n < 0$ are independent of the onshore slope angle β. Equations (22) to (26), however, are not independent of the onshore slope angle β. For the case of $R_n > d$, therefore, the governing equations for the situation in which no vegetative equilibrium may be established are given by substituting $\beta = 90°$.

The governing equations for the situations $0 \leq R_n \leq d$ are as given in the text, and these equations are also incorporated within MARSHMODEL. The computer program automatically selects the appropriate methodology from the parameters directly supplied to it by the user.

Conclusion

Both short-term (i.e. seasonal) and long-term (persisting for periods of time significantly longer than seasonal) water level fluctuations are vitally important to the establishment and continuing and/or evolving status of shoreline wetland domains. Both natural and artificial activities which directly impact on such water levels must, therefore, be evaluated and considered in terms of their effect on the amount of wetlands that would survive or be transformed as a consequence of such water level changes. This report has considered the effects of prolonged water level fluctuations on shoreline marshes of the kinds found in the Great Lakes (or comparable fresh water) basins.

Despite the full realization that the marsh is a complex dynamic consequence of the interplay among a cluster of physical, chemical and biological parameters defining and dictating the behaviour of flora, fauna, and myriad air, water, and land interactions, the authors have restricted the focus of the report to the geometric parameters defining the basin terrain. A conceptual, simplified mathematical model has been presented, which attempts to relate persistent water level fluctuations to the areal extent of shoreline marshes. The fundamental treatise of this model is the acceptance that knowledge of terrain slope angles both offshore and onshore will enable a calculation of the amount of land subjected to inundation and/or water level recession. Such a mathematical calculation, however, does not enable a precise estimate of permanently destroyed or totally/partially regenerated marshland. Rather, two opposite extremes of such marshland re-emergence subsequent to a persistent water level fluctuation are considered. These two cases are taken to represent maximum marshland re-emergence (assuming a vegetative community equilibrium may be established between shoreline marsh and meadow/swamp regimes) and minimum marshland re-emergence (assuming no such vegetative equilibrium may be established).

It is indeed intended that the conceptual mathematical marsh model presented and discussed herein may find direct application to the use of synoptic overviews (both aerial and satellite) of marsh regimes associated with various water levels. Such mathematical descriptions of the impact on areal extent of marshlands (of both classes of regeneration capabilities) brought about by persistent water level changes may be of consequence to water managers and planners, particularly when large-scale water diversion schemes are being considered.

The model presented in this report, along with the restrictions which must be adhered to when attempting to use its predictive and interpretive capabilities, is currently being evaluated in a consideration of historical airborne data acquired over shoreline marsh areas in the Georgian Bay/North Channel region. The results of this investigation should soon be available.

References

Burton, T.M. 1985. The Effects of Water Level Fluctuations on Great Lakes Coastal Marshes, pp. 3-13. In *Coastal Wetlands*, H.H. Prince and F.M. D'Itri (eds.), Lewis Pub. Inc.

Bukata, R.P., A.G. Bobba, J.E. Bruton, and J.H. Jerome. 1978. The application of apparent radiance data to the determination of groundwater flow pathways from satellite altitudes. Can. J. Spectros., 23: 79-91.

Bukata, R.P., J.E. Bruton, and J.H. Jerome. 1982. The futility of using remotely-determined chlorophyll concentrations to infer acid stress in lakes. Can. J. Remote Sensing, 8: 38-41.

Butera, M.K. 1985. Remote Sensing of Coastal Wetlands: Where is Research Headed? Proc. Working Group Meeting, Int. Rem. Sens. Data in Geog. Info. Syst. Proc. Global Res. Info. Washington, D.C. CERMA Int. Conf. Series, pp. 4.1-4.11.

Carter, V. 1978. Coastal Wetlands: Role of Remote Sensing. Proc. of Coastal Zone 1978 Meeting, San Francisco, pp. 1261-83.

Chapman, L.J., and D.F. Putnam. 1966. *The Physiography of Southern Ontario.* 2nd ed., University of Toronto Press, 386 pp.

Civco, D.L., W.C. Kennard, and M.W. Lefor. 1986. Changes in Connecticut salt-marsh vegetation as revealed by historical photographs and computer-assisted cartographics. Environ. Manage., 10: 229-39.

Geis, J.W. 1979. Shoreline processes affecting the distribution of wetland habitat. Trans. N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf., 44: 529-42.

Geis, J.W., and J.L. Kee. 1977. *Coastal Wetlands along Lake Ontario and St. Lawrence River in Jefferson County, New York*. State University of New York, Syracuse, 130 pp.

Gosselink, J., and E. Turner. 1978. The role of hydrology in freshwater wetland ecosystems, pp. 63-78. In *Freshwater Wetlands: Ecological Processes and Management Potential*, R. Good, D. Whigham, and R. Simpson (eds.), Academic Press, 378 pp.

Great Lakes Basin Commission. 1975. Water Levels and Flows. Appendix 11. *Great Lakes Basin Framework Study*, Ann Arbor, MI, 206 pp.

Greeson, P.E., J.R. Clark, and J.E. Clark, eds. 1979. *Wetland Functions and Values: the State of Our Understanding*. Am. Water Resour. Assoc., 674 pp.

Gross, M.F., and V. Klemas. 1985. Discrimination of coastal vegetation and biomass using AIS data. Proc. Airborne Imaging Spectrometer Data Analysis Workshop, NASA, JPL, pp. 129-33.

Hardisky, M.A., and V. Klemas. 1983. Tidal Wetlands Natural and Human-Made Changes from 1973 to 1979 in Delaware: Mapping Techniques and Results. Environ. Manage., 1: 1-6.

Harris, S.W., and W.H. Marshall.1963. Ecology of water-level manipulations on a northern marsh. Ecology, 44: 331-43.

Hutchinson, G.E. 1975. *A Treatise on Limnology*. Vol. 3, Limnological Botany. John Wiley and Sons, New York.

International Great Lakes Diversion and Consumptive Uses Study Board. 1981. Great Lakes Diversion and Consumptive Uses. Report to the International Joint Commission, Windsor, Ontario.

International Great Lakes Levels Board. 1973. *Regulation of Great Lakes Water Levels*. Report to the International Joint Commission, Windsor, Ontario, 294 pp.

International Joint Commission. 1976. Further regulation of the Great Lakes. Washington, D.C. and Ottawa, Canada.

International Joint Commission. 1978. *Environmental Management Strategy for the Great Lakes System.* Report resulting from International Reference Group on Great Lakes Pollution from Land Use Activities (PLUARG), Windsor, Ontario, 115 pp.

Jaworski, E., and N. Raphael. 1978. *Fish, Wildlife, and Recreational Values of Michigan's Coastal Wetlands.* Michigan Dept. of Natural Resources, Lansing, MI, 209 pp.

Jaworski, E., C. Raphael, P. Mansfield, and B. Williamson. 1979. *Impact of Great Lakes Water Level Fluctuations on Coastal Wetlands*. Institute of Water Res., Michigan State University, 351 pp.

Keddy, P.A., and A.A. Reznicek. 1982. The role of seed banks in the persistence of Ontario's coastal plain flora. Am. J. Bot., 69: 13-22.

Keddy, P.A., and A.A. Reznicek. 1985. Vegetation Dynamics, Buried Seeds, and Water Level Fluctuations on the Shorelines of the Great Lakes, pp. 33-58. In *Coastal Wetlands*, H.H. Prince and F.M. D'Itri (eds.), Lewis Pub. Inc.

Klemas, V., D. Bartlett, and W. Philpot. 1978. Remote Sensing of Coastal Environment and Resources. Proc. of the Coastal Mapping Symposium, Am. Soc. of Photogrammetry, Rockville, MD, pp. 1-12.

Lands Directorate. 1981. Wetlands of Canada. Environment Canada, Ecological Land Classification, Series No. 14.

Lyon, J.G. 1979. Remote Sensing of Coastal Wetlands and Habitat Quality of the St. Clair Flats, Michigan. Proc. 13th Int. Symp. on Remote Sensing of Environment, Ann Arbor, MI, pp. 1117-29.

Lyon, J. 1981. The Influence of Lake Michigan Water Levels on Wetland Soils and Distribution of Plants in the Straits of Mackinac, Michigan. Ph. D. Thesis, School of Natural Resources, University of Michigan, 132 pp.

Lyon, J.G., and R.D. Drobney. 1984. Lake level effects as measured from aerial photos. J. Surv. Eng., 110: 103-11.

Pederson, R.L., and A.G. van der Valk. 1984. Vegetation Change and Seed Banks in Marshes: Ecological and Management Implications, pp. 253-61. In *Trans. of the Forty-ninth North American Wildlife and Natural Resources Conference,* K. Sabol (ed.), Wildlife Management Institute, Washington, D.C.

Reznicek, A.A., and P.A. Keddy. 1984. Discussion on lake level effects as measured from aerial photos by J.G. Lyon and R.D. Drobney, J. Surv. Eng., 10: 167-68.

Ridd, M.K., J.A. Merola, and R.A. Jaynes. 1981. Mapping shoreline fluctuations with digital LANDSAT data, Great Salt Lake, Utah. *Remote Sensing in Columbia*, Selected papers from first Columbian Symposium on Remote Sensing, pp. 85-93.

Sasser, C.E., M.D. Dozier, J.G. Gosselink, and J.M. Hill. 1986. Spatial and temporal changes in Louisiana's Barataria basin marshes, 1945-1980. Environ. Manage., 10: 671-80.

Shima, L., R. Anderson, and V. Carter. 1976. The use of aerial color infrared photography in mapping the vegetation of freshwater marsh. Chesapeake Science, 17: 74-86.

Simpson, R.L., R.E. Good, M.A. Leck, and D.F. Whigham. 1983. The ecology of freshwater tidal wetlands. Biosci., 33(4): 255-59.

van der Valk, A.G., and C.B. Davis. 1978. The role of seed banks in the vegetation dynamics of prairie glacial marshes. Ecology, 59: 322-35.

Whillans, T.H. 1982. Changes in marsh area along the Canadian shore of Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 8(3): 570-77.

Appendix
Computer Program Listing

Computer Program Listing

The "user-friendly" interactive computer program MARSHMODEL is designed to determine the areal extent of marshland that will result from a given change in persistent ambient water level. While the use of this computer model is facilitated by the liberal appearances of menus and user-prompts for inputs, a very brief description of the program here precedes its actual line-by-line inclusion.

MARSHMODEL presents as its output the resulting marshland areal extent (subsequent to a time lag which either results in total vegetative regeneration or in total vegetative non-regeneration) following an increase or decrease in persistent water level. This output is also presented as a percentage increase or decrease in areal extent from the initial area. To operate the program, it is anticipated that the following information could be supplied to the user prompts:

(a) Marsh Geometry: To be selected from a choice of linear, concave, convex, concave elliptical, or convex elliptical.

(b) Ellipse Shape Input Specification: Required if elliptical geometry is selected. The choice is provided of specifying S_{ou} and S_{ov}, the semi-axial lengths along the u- and v-axes of the elliptical marsh at zero water level datum, or alternatively, a format using S_{ou} and the ellipticity factor γ ($\gamma = S_{ov}/S_{ou}$) to provide consistency with the illustrations present in this report.

(c) Slope Input Format: To be selected from a choice of angles (in degrees) or rise/run ratios (expressed as 1 in x). This latter ratio terminology would perhaps be more convenient when actual collected field data are used, and circumvents the necessity of determining angular values for the terrain slopes.

(d) Emergent Vegetation Limit: This report has assumed, for the most part, an emergent vegetation limit of 1.25 m. However, actual field measurements or intimate marsh knowledge may cause this figure to vary.

(e) Offshore and Onshore Slopes or Slope Angles: For an elliptical geometry, both u-axis and v-axis parameters are required.

(f) S_o or (S_{ou}, S_{ov}) or (S_{ou}, γ): These parameters are required for nonlinear geometries.

(g) Initial Water Level: Expressed as an offset from zero water level datum, either as positive or negative.

(h) Subsequent Water Level: Again expressed as a positive or negative offset from zero water level datum.

(i) Initial Marsh Area: To predict changes in marsh area resulting from persistent ambient water level changes occurring for conditions of maximum wetland regeneration, simply operate the program as guided by the "user-friendly" instructions. To predict changes in marsh area resulting from persistent ambient water level changes occurring for conditions of zero wetland regeneration, substitute onshore slope angles of 90° in place of the true onshore slope angles. (This entails a direct substitution of 90° if the "angles" slope input format is selected, or a substitution of 0 if the "1 in x ratio" slope input format is chosen.)

Warning messages are flashed to the user if parameter inconsistencies are encountered. An example would be the relative magnitudes of the terms d cot α (the magnitude of the linear offshore extent of the marsh) and S_o (the distance from the centre of curvature of a curved shoreline marsh to the strand line). For concave geometries, the situation for which d cot $\alpha > S_o$ defines an impossible geometric configuration, and the user is informed should the input data contain such incompatibilities.

```
100 '                          M A R S H M O D E L
101 '
102 '
103 '  THIS PROGRAM IS DESIGNED TO ESTIMATE ON AN INDIVIDUAL MARSH BASIS,
104 '  THE IMPACT ON THE EXISTING SHORELINE MARSH ACREAGE RESULTING FROM A
105 '  LONG-TERM CHANGE IN THE AMBIENT BASIN WATER LEVEL.
106 '
107 '
108 '  FROM:
109 '
110 '  A MATHEMATICAL DESCRIPTION OF THE EFFECTS OF PROLONGED WATER LEVEL
111 '  FLUCTUATIONS ON THE AREAL EXTENT OF MARSHLANDS
112 '
113 '  BY:
114 '
115 '  R.P. BUKATA, J.E. BRUTON, J.H. JEROME, AND W.S. HARAS
116 '
117 '
118 OPTION BASE 0
119 DEFDBL A-F,L,O-Z
120 DEFINT G-K,M-N
121 DIM A(2),R(2),IR(2)
122 KEY OFF
123 BLANK$=SPACE$(77)
124 BORDER$=STRING$(77,205)
125 FMT$="########.###"
126 LF$=CHR$(10)
127 DEGTORAD=ATN(1#)/45#
128 ON ERROR GOTO 3000
129 CLS
130 GOSUB 1000
131 PRINT "ENTER DESCRIPTIVE TITLE ";
132 GOSUB 5000
133 GOSUB 1000
134 LINE INPUT;TITLE$
135 CLS
136 PRINT TITLE$+LF$
137 PRINT "MARSH GEOMETRIES"+LF$
138 PRINT "LINEAR                1"+LF$
139 PRINT "CONCAVE               2"+LF$
140 PRINT "CONVEX                3"+LF$
141 PRINT "CONCAVE ELLIPTICAL    4"+LF$
142 PRINT "CONVEX  ELLIPTICAL    5"
143 GOSUB 1000
144 INPUT;"SELECT MARSH GEOMETRY AND ENTER CORRESPONDING NUMBER ",GEOM
145 IF NOT (1<=GEOM AND GEOM<=5) THEN ERROR=255
146 IF GEOM<=3 THEN GOTO 155
147 CLS
148 PRINT TITLE$+LF$
149 PRINT "ELLIPSE SHAPE SPECIFICATION"+LF$
150 PRINT "SPECIFY Sou AND Sov      1"+LF$
151 PRINT "SPECIFY Sou AND GAMMA    2"
152 GOSUB 1000
153 INPUT;"SELECT ELLIPSE SHAPE SPECIFICATION ",IE
```

```
154 IF IE<>1 AND IE<>2 THEN ERROR=255
155 CLS
156 PRINT TITLE$+LF$
157 PRINT "SLOPE FORMATS"+LF$
158 PRINT "SLOPE INPUT AS RATIO (1/X)        1"+LF$
159 PRINT "SLOPE INPUT AS ANGLE (DEGREES)    2"
160 GOSUB 1000
161 INPUT;"SELECT SLOPE INPUT FORMAT ",IS
162 IF IS<>1 AND IS <>2 THEN ERROR=255
163 CLS
164 PRINT TITLE$+LF$
165 ON GEOM GOTO 166,168,170,172,174
166 GEOM$="LINEAR"
167 GOTO 175
168 GEOM$="CONCAVE"
169 GOTO 175
170 GEOM$="CONVEX"
171 GOTO 175
172 GEOM$="CONCAVE ELLIPTICAL"
173 GOTO 175
174 GEOM$="CONVEX ELLIPTICAL"
175 PRINT "MARSH GEOMETRY IS "+GEOM$+LF$
176 PRINT "EMERGENT VEGETATION LIMIT d"+LF$
177 ON GEOM GOTO 178,178,178,186,186
178 ON IS GOTO 179,182
179 PRINT "OFFSHORE SLOPE ... ONE IN"+LF$
180 PRINT "ONSHORE  SLOPE ... ONE IN"+LF$
181 GOTO 184
182 PRINT "OFFSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(224)+LF$
183 PRINT "ONSHORE  SLOPE ANGLE "+CHR$(225)+LF$
184 IF GEOM<>1 THEN PRINT "RADIUS OF CURVATURE So"+LF$
185 GOTO 199
186 ON IS GOTO 187,192
187 PRINT "U AXIS OFFSHORE SLOPE "+CHR$(224)+"u ... ONE IN"
188 PRINT "U AXIS  ONSHORE SLOPE "+CHR$(225)+"u ... ONE IN"+LF$
189 PRINT "V AXIS OFFSHORE SLOPE "+CHR$(224)+"v ... ONE IN"
190 PRINT "V AXIS  ONSHORE SLOPE "+CHR$(225)+"v ... ONE IN"+LF$
191 GOTO 196
192 PRINT "U AXIS OFFSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(224)+"u"
193 PRINT "U AXIS  ONSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(225)+"u"+LF$
194 PRINT "V AXIS OFFSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(224)+"v"
195 PRINT "V AXIS  ONSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(225)+"v"+LF$
196 PRINT "U AXIS SEMI-AXIAL DISTANCE Sou"
197 IF IE=1 THEN PRINT "V AXIS SEMI-AXIAL DISTANCE Sov"+LF$
198 IF IE=2 THEN PRINT "ELLIPSE SHAPE SPECIFICATION GAMMA"+LF$
199 PRINT "INITIAL    WATER LEVEL RELATIVE TO DATUM"
200 PRINT "SUBSEQUENT WATER LEVEL RELATIVE TO DATUM"+LF$
201 PRINT "INITIAL   MARSH AREA"
202 PRINT "PREDICTED MARSH AREA"
203 PRINT "PER CENT CHANGE"
204 GOSUB 1000
205 INPUT;"ENTER EMERGENT VEGETATION LIMIT d ",D
206 IF D<0 THEN ERROR=255
207 LOCATE 5,55
```

```
208 PRINT USING FMT$;D;
209 ON GEOM GOTO 210,210,210,251,251
210 GOSUB 1000
211 ON IS GOTO 212,218
212 INPUT;"ENTER OFFSHORE SLOPE ... ONE IN ",SLA1
213 IF SLA1<0 THEN ERROR=255
214 SLA=SLA1
215 LOCATE 7,55
216 PRINT USING FMT$;SLA1;
217 GOTO 226
218 PRINT "ENTER OFFSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(224);
219 INPUT;" ",SLA2
220 IF NOT (0<=SLA2 AND SLA2<=90) THEN ERROR=255
221 IF SLA2>89.999 THEN SLA2=89.999
222 IF SLA2<.001 THEN SLA2=.001
223 SLA=1/TAN(SLA2*DEGTORAD)
224 LOCATE 7,55
225 PRINT USING FMT$;SLA2;
226 GOSUB 1000
227 ON IS GOTO 228,234
228 INPUT;"ENTER ONSHORE SLOPE ... ONE IN ",SLB1
229 IF SLB1<0 THEN ERROR=255
230 SLB=SLB1
231 LOCATE 9,55
232 PRINT USING FMT$;SLB1;
233 GOTO 242
234 PRINT "ENTER ONSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(225);
235 INPUT;" ",SLB2
236 IF NOT (0<=SLB2 AND SLB2<=90) THEN ERROR=255
237 IF SLB2>89.999 THEN SLB2=89.999
238 IF SLB2<.001 THEN SLB2=.001
239 SLB=1/TAN(SLB2*DEGTORAD)
240 LOCATE 9,55
241 PRINT USING FMT$;SLB2;
242 K=9
243 IF GEOM=1 THEN GOTO 332
244 GOSUB 1000
245 INPUT;"ENTER RADIUS OF CURVATURE So ",S0U
246 IF S0U<0 THEN ERROR=255
247 LOCATE 11,55
248 K=11
249 PRINT USING FMT$;S0U;
250 GOTO 332
251 GOSUB 1000
252 ON IS GOTO 253,259
253 INPUT;"ENTER U AXIS OFFSHORE SLOPE ... ONE IN ",SLUA1
254 IF SLUA1<0 THEN ERROR=255
255 SLUA=SLUA1
256 LOCATE 7,55
257 PRINT USING FMT$;SLUA1;
258 GOTO 267
259 PRINT "ENTER U AXIS OFFSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(224)+"u";
260 INPUT;" ",SLUA2
261 IF NOT (0<=SLUA2 AND SLUA2<=90) THEN ERROR=255
```

```
262 IF SLUA2>89.999 THEN SLUA2=89.999
263 IF SLUA2<.001 THEN SLUA2=.001
264 SLUA=1/TAN(SLUA2*DEGTORAD)
265 LOCATE 7,55
266 PRINT USING FMT$;SLUA2;
267 GOSUB 1000
268 ON IS GOTO 269,275
269 INPUT;"ENTER U AXIS ONSHORE SLOPE ... ONE IN ",SLUB1
270 IF SLUB1<0 THEN ERROR=255
271 SLUB=SLUB1
272 LOCATE 8,55
273 PRINT USING FMT$;SLUB1;
274 GOTO 283
275 PRINT "ENTER U AXIS ONSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(225)+"u";
276 INPUT;" ",SLUB2
277 IF NOT (0<=SLUB2 AND SLUB2<=90) THEN ERROR=255
278 IF SLUB2>89.999 THEN SLUB2=89.999
279 IF SLUB2<.001 THEN SLUB2=.001
280 SLUB=1/TAN(SLUB2*DEGTORAD)
281 LOCATE 8,55
282 PRINT USING FMT$;SLUB2;
283 K=8
284 GOSUB 1000
285 ON IS GOTO 286,292
286 INPUT;"ENTER V AXIS OFFSHORE SLOPE ... ONE IN ",SLVA1
287 IF SLVA1<0 THEN ERROR=255
288 SLVA=SLVA1
289 LOCATE 10,55
290 PRINT USING FMT$;SLVA1;
291 GOTO 300
292 PRINT "ENTER V AXIS OFFSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(224)+"v";
293 INPUT;" ",SLVA2
294 IF NOT (0<=SLVA2 AND SLVA2<=90) THEN ERROR=255
295 IF SLVA2>89.999 THEN SLVA2=89.999
296 IF SLVA2<.001 THEN SLVA2=.001
297 SLVA=1/TAN(SLVA2*DEGTORAD)
298 LOCATE 10,55
299 PRINT USING FMT$;SLVA2;
300 GOSUB 1000
301 ON IS GOTO 302,308
302 INPUT;"ENTER V AXIS ONSHORE SLOPE ... ONE IN ",SLVB1
303 IF SLVB1<0 THEN ERROR=255
304 SLVB=SLVB1
305 LOCATE 11,55
306 PRINT USING FMT$;SLVB1;
307 GOTO 316
308 PRINT "ENTER V AXIS ONSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(225)+"v";
309 INPUT;" ",SLVB2
310 IF NOT (0<=SLVB2 AND SLVB2<=90) THEN ERROR=255
311 IF SLVB2>89.999 THEN SLVB2=89.999
312 IF SLVB2<.001 THEN SLVB2=.001
313 SLVB=1/TAN(SLVB2*DEGTORAD)
314 LOCATE 11,55
315 PRINT USING FMT$;SLVB2;
```

```
316 K=11
317 GOSUB 1000
318 INPUT;"ENTER U AXIS SEMI-AXIAL DISTANCE Sou ",S0U
319 IF S0U<0 THEN ERROR=255
320 LOCATE 13,55
321 PRINT USING FMT$;S0U;
322 GOSUB 1000
323 IF IE=1 THEN INPUT;"ENTER V AXIS SEMI-AXIAL DISTANCE Sov ",S0V
324 IF IE=2 THEN INPUT;"ENTER GAMMA ",GAMMA#
325 IF IE=2 THEN S0V=S0U*GAMMA#
326 IF S0V<0 THEN ERROR=255
327 LOCATE 14,55
328 K=14
329 IF IE=1 THEN PRINT USING FMT$;S0V;
330 IF IE=2 THEN PRINT USING FMT$;GAMMA#
331 R(0)=0
332 GOSUB 1000
333 INPUT;"ENTER INITIAL WATER LEVEL RELATIVE TO DATUM ",R(1)
334 IF R(1)<0 THEN IR(1)=1
335 IF 0<=R(1) AND R(1)<=D THEN IR(1)=2
336 IF R(1)>D THEN IR(1)=3
337 LOCATE K+2,55
338 PRINT USING FMT$;R(1);
339 GOSUB 1000
340 INPUT;"ENTER SUBSEQUENT WATER LEVEL RELATIVE TO DATUM ",R(2)
341 IF R(2)<0 THEN IR(2)=1
342 IF 0<=R(2) AND R(2)<=D THEN IR(2)=2
343 IF R(2)>D THEN IR(2)=3
344 LOCATE K+3,55
345 PRINT USING FMT$;R(2);
346 GOSUB 1000
347 INPUT;"ENTER INITIAL MARSH AREA ",A(1)
348 IF A(1)<0 THEN ERROR=255
349 ON ERROR GOTO 0
350 LOCATE K+5,55
351 PRINT USING FMT$;A(1);
352 LOCATE 23,1
353 PRINT SPACE$(79);
354 LOCATE 24,1
355 PRINT SPACE$(79);
356 LOCATE 25,1
357 PRINT SPACE$(79);
358 ON GEOM GOTO 359,359,359,362,362
359 COTALPHAU=SLA
360 COTBETAU=SLB
361 GOTO 366
362 COTALPHAU=SLUA
363 COTBETAU=SLUB
364 COTALPHAV=SLVA
365 COTBETAV=SLVB
366 N=1
367 GOSUB 7000
368 A(0)=A(1)/Q
369 N=2
```

```
370 GOSUB 7000
371 A(2)=A(0)*Q
372 LOCATE K+6,55
373 PRINT USING FMT$;A(2);
374 PCC=100#*(A(2)-A(1))/A(1)
375 LOCATE K+7,55
376 PRINT USING FMT$;PCC;
377 RHI=-1000
378 RLO=1000
379 FOR I=0 TO 2
380 IF R(I)<RLO THEN RLO=R(I)
381 IF R(I)>RHI THEN RHI=R(I)
382 NEXT I
383 IWARN=0
384 ON GEOM GOTO 401,385,387,389,392
385 IF (S0U+(RLO-D)*COTALPHAU)<0 THEN IWARN=IWARN+1
386 GOTO 394
387 IF (S0U-RHI*COTBETAU)<0 THEN IWARN=IWARN+1
388 GOTO 394
389 IF (S0U+(RLO-D)*COTALPHAU)<0 THEN IWARN=IWARN+1
390 IF (S0V+(RLO-D)*COTALPHAV)<0 THEN IWARN=IWARN+2
391 GOTO 394
392 IF (S0U-RHI*COTBETAU)<0 THEN IWARN=IWARN+1
393 IF (S0V-RHI*COTBETAV)<0 THEN IWARN=IWARN+2
394 IF IWARN=0 THEN GOTO 401
395 LOCATE 22,1
396 PRINT "WARNING...PARAMETER INCONSISTENCY DETECTED FOR ";
397 IF IWARN=1 THEN PRINT "U AXIS"
398 IF IWARN=2 THEN PRINT "V AXIS"
399 IF IWARN=3 THEN PRINT "BOTH AXES"
400 BEEP
401 END
402 '
403 '
1000 LOCATE 23,1
1001 PRINT CHR$(201)+BORDER$+CHR$(187);
1002 LOCATE 24,1
1003 PRINT CHR$(186)+BLANK$+CHR$(186);
1004 LOCATE 25,1
1005 PRINT CHR$(200)+BORDER$+CHR$(188);
1006 LOCATE 24,2
1007 RETURN
1008 '
1009 '
3000 GOSUB 1000
3001 BEEP
3002 PRINT "INPUT OUT OF RANGE ... PLEASE RETRY";
3003 GOSUB 5000
3004 BEEP
3005 IF ERL=145 THEN RESUME 143
3006 IF ERL=154 THEN RESUME 152
3007 IF ERL=162 THEN RESUME 160
3008 IF ERL=206 THEN RESUME 204
3009 IF ERL=213 THEN RESUME 210
```

```
3010 IF ERL=220 THEN RESUME 210
3011 IF ERL=229 THEN RESUME 226
3012 IF ERL=236 THEN RESUME 226
3013 IF ERL=246 THEN RESUME 244
3014 IF ERL=254 THEN RESUME 251
3015 IF ERL=261 THEN RESUME 251
3016 IF ERL=270 THEN RESUME 267
3017 IF ERL=277 THEN RESUME 267
3018 IF ERL=287 THEN RESUME 284
3019 IF ERL=294 THEN RESUME 284
3020 IF ERL=303 THEN RESUME 300
3021 IF ERL=310 THEN RESUME 300
3022 IF ERL=319 THEN RESUME 317
3023 IF ERL=326 THEN RESUME 322
3024 IF ERL=348 THEN RESUME 346
3025 STOP
3026 '
3027 '
5000 T=TIMER
5001 WHILE (TIMER-T)<1
5002 WEND
5003 RETURN
5004 '
5005 '
7000 ON IR(N) GOTO 7001,7017,7039
7001 LINEAR=1
7002 ON GEOM GOTO 7003,7005,7007,7009,7013
7003 Q=LINEAR
7004 RETURN
7005 Q=1+(2*R(N)*COTALPHAU)/(2*S0U-D*COTALPHAU)
7006 RETURN
7007 Q=1-(2*R(N)*COTALPHAU)/(2*S0U+D*COTALPHAU)
7008 RETURN
7009 QN=2*R(N)*COTALPHAU*COTALPHAV
7010 QD=S0U*COTALPHAV+S0V*COTALPHAU-D*COTALPHAU*COTALPHAV
7011 Q=1+QN/QD
7012 RETURN
7013 QN=2*R(N)*COTALPHAU*COTALPHAV
7014 QD=S0U*COTALPHAV+S0V*COTALPHAU+D*COTALPHAU*COTALPHAV
7015 Q=1-QN/QD
7016 RETURN
7017 LINEAR=1-R(N)/D+(R(N)/D)*(COTBETAU/COTALPHAU)
7018 FACTOR=1
7019 IF GEOM=1 THEN GOTO 7037
7020 B0U=D*COTALPHAU
7021 BNU=(D-R(N))*COTALPHAU+R(N)*COTBETAU
7022 YNU=R(N)*COTBETAU
7023 IF GEOM=2 THEN FACTOR=1+(R(N)/(2*S0U-B0U))*(COTALPHAU+COTBETAU)
7024 IF GEOM=3 THEN FACTOR=1-(R(N)/(2*S0U+B0U))*(COTALPHAU+COTBETAU)
7025 IF GEOM=2 OR GEOM=3 THEN GOTO 7037
7026 B0V=D*COTALPHAV
7027 BNV=(D-R(N))*COTALPHAV+R(N)*COTBETAV
7028 YNV=R(N)*COTBETAV
7029 IF GEOM=5 THEN GOTO 7034
```

```
7030 FACTORN=-BNV+SØV+YNV+(SØU+YNU)*(BNV/BNU)
7031 FACTORD=-BØV+SØV+SØU*(BØV/BØU)
7032 FACTOR=FACTORN/FACTORD
7033 GOTO 7037
7034 FACTORN=+BNV+SØV-YNV+(SØU-YNU)*(BNV/BNU)
7035 FACTORD=+BØV+SØV+SØU*(BØV/BØU)
7036 FACTOR=FACTORN/FACTORD
7037 Q=FACTOR*LINEAR
7038 RETURN
7039 LINEAR=COTBETAU/COTALPHAU
7040 ON GEOM GOTO 7041,7043,7045,7047,7051
7041 Q=LINEAR
7042 RETURN
7043 Q=(2*SØU+(2*R(N)-D)*COTBETAU)/(2*SØU-D*COTALPHAU)*LINEAR
7044 RETURN
7045 Q=(2*SØU-(2*R(N)-D)*COTBETAU)/(2*SØU+D*COTALPHAU)*LINEAR
7046 RETURN
7047 QN=SØU*COTBETAV+SØV*COTBETAU+(2*R(N)-D)*COTBETAU*COTBETAV
7048 QD=SØU*COTALPHAV+SØV*COTALPHAU-D*COTALPHAU*COTALPHAV
7049 Q=QN/QD
7050 RETURN
7051 QN=SØU*COTBETAV+SØV*COTBETAU-(2*R(N)-D)*COTBETAU*COTBETAV
7052 QD=SØU*COTALPHAV+SØV*COTALPHAU+D*COTALPHAU*COTALPHAV
7053 Q=QN/QD
7054 RETURN
7055 '
7056 '
7057 'END
```

Description mathematique des effets des fluctuations prolongées du niveau de l'eau sur la superficie des marais

R.P. Bukata, J.E. Bruton, J.H. Jerome et W.S. Haras

Environment CANADA Environnement
0026272J VOL ISS 166 1988
EXC # 001
GB 707 C3354
SERIE SCIENTIFIQUE (CANADA. DIRECTI
ON GENERALE DES EAUX INTERIEURES)
OOFF

ETUDE No 166, SERIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION GENERALE DES EAUX INTERIEURES
INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES EAUX
CENTRE CANADIEN DES EAUX INTERIEURES
BURLINGTON (ONTARIO) 1988

Environnement Canada Environment Canada

Description mathématique des effets des fluctuations prolongées du niveau de l'eau sur la superficie des marais

R.P. Bukata*, J.E. Bruton*, J.H. Jerome* et W.S. Harast

*Environnement Canada
Institut national de recherche sur les eaux
Direction de la recherche sur les cours d'eau
Modélisation et surveillance de la qualité des eaux
Centre canadien des eaux intérieures
Burlington (Ontario)
L7R 4A6

†Pêches et Océans
Pêches dans le Pacifique et en eaux douces
Direction de la recherche sur les pêches dans les Grands Lacs
Centre canadien des eaux intérieures
Burlington (Ontario)
L7R 4A6

ÉTUDE Nº 166, SÉRIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE SUR LES EAUX
CENTRE CANADIEN DES EAUX INTÉRIEURES
BURLINGTON (ONTARIO) 1988

(Available in English on request)

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1988

N° de cat. En 36-502/166F

ISBN 0-662-95120-4

Table des matières

Page

RÉSUMÉ vii

ABSTRACT viii

PERSPECTIVE DE GESTION ix

1. INTRODUCTION 1

2. MODÈLE GÉOMÉTRIQUE DE MARAIS : RIVES LINÉAIRES 4

3. MODÈLE GÉOMÉTRIQUE DE MARAIS : RIVES CONVEXES ET CONCAVES 9

4. MODÈLE GÉOMÉTRIQUE DE MARAIS : RIVES ELLIPTIQUES 21

5. PROGRAMME INFORMATISÉ DU MODÈLE DE MARAIS 32

6. CONCLUSION 34

RÉFÉRENCES 35

ANNEXE. Liste du programme informatisé 37

Illustrations

Figure 1. Configuration de marais à rive linéaire a) vue en plan, b) coupe verticale 4

Figure 2. Relations entre b_n/b_o (le rapport de la superficie de marais à rive linéaire associée à la condition de niveau d'eau R_n au-dessus du niveau de référence à la superficie de marais à rive linéaire associée au niveau d'eau de référence) et tan α/tan β (rapport de la pente sous l'eau à la pente hors de l'eau) pour différentes valeurs de R_n/d 6

Figure 3. Relation entre b_n/b_o et R_n/d pour un marais à rive linéaire 7

Figure 4. Secteur angulaire a) d'un marais à rive convexe, b) d'un marais à rive concave 9

Figure 5. Relations entre le facteur de marais à rive concave $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de S_o 12

Figure 6. Relations entre le facteur de marais à rive concave $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs du niveau d'eau augmenté R_n 13

Figure 7. Relations entre le facteur de marais à rive concave $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ et la pente sous l'eau α pour différentes pentes hors de l'eau β et pour une dimension de marais initiale de 250 m 13

Illustrations (suite)

Page

Figure 8. Relations entre le facteur de marais à rive concave $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ et la pente sous l'eau α pour différentes pentes hors de l'eau β et pour une dimension de marais initiale de 50 m 14

Figure 9. Relations entre le facteur de marais à rive concave $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ et la pente sous l'eau α pour différentes dimensions initiales de marais et la pente hors de l'eau $\beta = 90^\circ$ (soit un marais non régénératif) pour $R_n = 1.0$ m 14

Figure 10. Relations entre le facteur de marais à rive concave $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ et la pente sous l'eau α pour différentes dimensions initiales de marais et une pente hors de l'eau $\beta = 90^\circ$ (soit un marais non régénératif) pour $R_n = 1.25$ m 14

Figure 11. Relations entre le facteur de marais à rive concave $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de niveau d'eau augmenté R_n et une pente hors de l'eau $\beta = 90^\circ$ (soit un marais non régénératif) 15

Figure 12. Relations entre A_n/A_o (le rapport de la superficie de marais à rive concave associée à la condition de niveau d'eau au-dessus du niveau de référence R_n à la superficie de marais à rive concave associée au niveau d'eau de référence) et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de S_o 15

Figure 13. Relations entre le rapport de marais linéaire b_n/b_o et la pente sous l'eau α pour différents niveaux d'eau augmentés R_n. 16

Figure 14. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive concave et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de R_n. 16

Figure 15. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive concave et la pente sous l'eau α pour différentes pentes hors de l'eau β 17

Figure 16. Relations entre b_n/b_o pour des marais à rive linéaire et la pente sous l'eau α pour différentes pentes hors de l'eau β 17

Figure 17. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive concave et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de S_o et une pente hors de l'eau $\beta = 90^\circ$ (soit un marais non régénératif) 17

Figure 18. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive concave et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de R_n et une pente hors de l'eau $\beta = 90^\circ$ (soit un marais non régénératif) 17

Figure 19. Relations entre b_n/b_o pour des marais à rive linéaire et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de R_n et une pente hors de l'eau $\beta = 90^\circ$ (soit un marais non régénératif) 18

Figure 20. Relations entre le facteur de marais à rive convexe $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de S_o 19

Figure 21. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive convexe et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de S_o 19

Figure 22. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive convexe et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de S_o et une pente hors de l'eau β de 90° (soit un marais non régénératif) 19

Figure 23. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive convexe et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de R_n. 20

Figure 24. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive convexe et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de R_n et une pente hors de l'eau $\beta = 90^\circ$ (soit un marais non régénératif) 20

Illustrations (suite)

Page

Figure 25a. Condition générale de marais à rive elliptique caractérisant la nature convexe des îles et des pointes de terre. 22
Figure 25b. Condition générale de marais à rive elliptique caractérisant la nature concave des baies et des anses. 22
Figure 25c. Paramètres géométriques des marais à rive elliptique. 23
Figure 25d. Configuration de marais à rive elliptique aux embouchures ou anses des rivières 23
Figure 26. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 0.5$ pour différentes valeurs de S_o 24
Figure 27. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 1.0$ pour différentes valeurs de S_o 24
Figure 28. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 10$ pour différentes valeurs de S_o. 25
Figure 29. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 0.5$ pour différentes valeurs de S_o et $\beta_v = 90^\circ$ (soit un marais partiellement non régénératif) 25
Figure 30. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 1.0$ pour différentes valeurs de S_o et $\beta_v = 90^\circ$ (soit un marais partiellement non régénératif) 25
Figure 31. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 10$ pour différentes valeurs de S_o et $\beta_v = 90^\circ$ (soit un marais partiellement non régénératif) 25
Figure 32. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 0.5$ pour différentes valeurs de β_u 26
Figure 33. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 1.0$ pour différentes valeurs de β_u 26
Figure 34. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 10$ pour différentes valeurs de β_u. 27
Figure 35. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 0.5$ pour différentes valeurs de β_u et $\beta_v = 90^\circ$ (soit un marais partiellement non régénératif) 27
Figure 36. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 1.0$ pour différentes valeurs de β_u et $\beta_v = 90^\circ$ (soit un marais partiellement non régénératif) 27
Figure 37. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 10$ pour différentes valeurs de β_u et $\beta_v = 90^\circ$ (soit un marais partiellement non régénératif) 27

Illustrations (suite)

Page

Figure 38. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 0.5$ pour différentes valeurs de R_n 28

Figure 39. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 1.0$ pour différentes valeurs de R_n 28

Figure 40. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 10$ pour différentes valeurs de R_n 28

Figure 41. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 0.5$ pour différentes valeurs de R_n et $\beta_v = 90^\circ$ (soit un marais partiellement non régénératif) 28

Figure 42. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 1.0$ pour différentes valeurs de R_n et $\beta_v = 90^\circ$ (soit un marais partiellement non régénératif) 29

Figure 43. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 10$ pour différentes valeurs de R_n et $\beta_v = 90^\circ$ (soit un marais partiellement non régénératif) 29

Figure 44. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u pour différentes valeurs du facteur d'ellipticité 29

Figure 45. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u pour différentes valeurs d'ellipticité et $\beta_v = 90^\circ$ (soit un marais partiellement non régénératif) 30

Figure 46. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique convexe et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u pour différentes valeurs du facteur d'ellipticité 31

Figure 47. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique convexe et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u pour différentes valeurs du facteur d'ellipticité et $\beta_v = 90^\circ$ (soit un marais partiellement non régénératif) 31

Résumé

Les relations d'échanges chimiques, biologiques et physiques qui dictent les conditions de milieu et l'évolution des milieux humides de rives dépendent de façon évidente des fluctuations du niveau de l'eau, sur une courte période (c'est-à-dire fluctuations saisonnières aussi bien que sur une longue période (c'est-à-dire fluctuations plus longues que saisonnières). Ce document étudie les liens entre les changements prolongés du niveau de l'eau et la superficie des marais riverains. Le modèle utilisé constitue une approche conceptuelle simple basée uniquement sur les variables géométriques qui définissent la morphologie du marais et de son bassin adjacent. Deux conditions générales et contradictoires sont envisagées. Ces deux conditions sous-entendent que le marais comporte un couvert végétal de phréatophytes et que la nature dynamique des relations entre les plantes, l'atmosphère et le sol nourricier, bien qu'on n'en tienne pas compte, exerce une action préservative plutôt que destructive sur le marais. Sous la première condition, toutefois, on suppose que les parties sous l'eau et hors de l'eau de la superficie du terrain humide peuvent alimenter et transformer la végétation du marais ou du terrain hors de l'eau et que, si la période de régénération est suffisante, un équilibre dynamique s'établira entre les conditions du marais et celles de la rive. Sous la deuxième condition, on sous-entend qu'un tel équilibre du couvert végétal ne peut s'établir sur les rives.

Lorsqu'on distingue les principales configurations du marais riverain à l'aide des grandes catégories géométriques, soit linéaire, concave, convexe et elliptique, on parvient à des expressions mathématiques qui relient les changements persistants dans les niveaux d'eau à la disparition ou l'émergence des marais, en termes de pentes sous l'eau et hors de l'eau des milieux humides, de changement du niveau de l'eau, de superficie du marais initial et de profondeur maximale du marais au-delà de laquelle la végétation émergente ne peut être distinguée dans une vue synoptique.

Ce document comprend un programme informatique simple à utiliser et écrit en BASIC pour un IBM PC. Le but du programme informatique est de permettre aux chercheurs s'intéressant à des marais particuliers d'utiliser les prévisions issues du modèle conceptuel mathématique du marais (autant pour prévoir la condition de régénération totale du couvert végétal que la condition de non-régénération totale du couvert végétal). Les chercheurs évalueront les répercussions des changements provenant de phénomènes naturels ou provoqués par l'homme sur les niveaux d'eau persistants des milieux humides ambiants.

Abstract

The chemical, biological, and physical interrelationships dictating the environmental status and evolution of shoreline wetlands are clearly dependent upon water level fluctuations of both short-term (i.e. seasonal) and long-term (i.e. longer than seasonal) time scales. In this report, the impact of prolonged water level changes on the areal extent of shoreline marshlands is discussed. The model presented is a simple conceptual approach based solely upon the geometric variables defining the morphology of the marsh and its confining basin. Two general and contradictory conditions are considered. Both conditions tacitly assume that the marshland in question contains a phreatophytic vegetation canopy, and that the dynamic nature of the plant/atmosphere/sustaining soil relationships, while disregarded, is nonetheless acting in a manner that preserves rather than destroys the marsh proper. The first condition, however, assumes that both the offshore and onshore reaches of the wetland area are capable of supporting and transforming either marshland or onshore vegetation as required, and that, given sufficient regeneration time, a dynamic equilibrium may be established between marsh and onshore conditions. The second condition tacitly assumes no such vegetative equilibrium may be established on the onshore reaches.

Dividing the principal shoreline marsh configurations into the general geometric categories of linear, concave/convex, and elliptical, mathematical expressions are developed that relate changes in persistent water levels to the disappearance or re-emergence of marshlands in terms of the onshore and offshore slopes of the wetlands, the change in water level, the initial marsh area, and the maximum marsh depth beyond which emergent vegetation becomes indiscernible in a synoptic overview.

A "user-friendly" computer program written in IBM PC BASIC has been included. This computer program is intended to enable workers concerned with particular marshland regions to use the predictive (both for conditions of total vegetative regeneration and total vegetative non-regeneration) capabilities of the conceptual mathematical marsh model to evaluate the impacts of either naturally occurring or anticipated man-made changes in persistent ambient wetland water levels.

Perspective de gestion

Les milieux humides des rives sont des écosystèmes de grande valeur très vivants mais vulnérables, qui supportent un équilibre délicat de populations d'oiseaux marins, de poissons et de végétaux. Pour maintenir cet équilibre délicat entre les diverses populations, les milieux humides des rives servent à la fois de lieux de reproduction, de croissance et d'alimentation. Par conséquent, les niveaux d'eau jouent un rôle extrêmement important dans les conditions et l'évolution continuelle de ces milieux humides. Les fluctuations de niveaux d'eau qui caractérisent l'eau disponible sont tout aussi importantes que le problème global de la disponibilité de l'eau. Les marais nécessitent des fluctuations de niveau d'eau saisonnières ou de courte période afin de maintenir la continuité des activités du cycle de vie si essentiel à l'évolution du milieu humide. Les substances nutritives sont apportées au marais et les déchets organiques sont évacués.

Les variations des périodes qui diffèrent de manière significative des variations saisonnières amènent une accumulation d'effets dont les conséquences peuvent être souhaitables ou non. Par exemple, les tempêtes sur les rives peuvent entraîner des résultats désastreux. Les fluctuations du niveau de l'eau sur de longues périodes (qui dépassent de loin les variations saisonnières) peuvent produire des changements radicaux dans les associations végétales indigènes, des changements correspondants dans les classifications des milieux humides et les superficies, ainsi qu'entraîner des effets graves pour les populations de la faune et des poissons. De plus, les relations entre les fluctuations du niveau de l'eau et la superficie des marais des rives revêtent une grande importance dans toute évaluation dont le but est de comprendre et de prédire les conséquences des changements, naturels ou provoqués par l'homme, des niveaux de l'eau ambiants. Ces changements de niveau de l'eau peuvent être le résultat des variations climatiques, de la gestion d'utilisation des terres, de la régularisation et de la dérivation des lacs et cours d'eau. Un moyen permettant de prédire les répercussions de telles fluctuations du niveau de l'eau sur la superficie des marais existants constitue une méthode valable de bien gérer les ressources aquatiques.

Un modèle conceptuel simple est présenté, ce qui permet de relier le changement de la superficie du marais à celui du niveau de l'eau en termes de morphologie des marais et de leurs bassins adjacents. De tels changements dans les marais sont tout particulièrement décrits en termes de changement du niveau de l'eau, de pentes sous l'eau et hors de l'eau, de superficie du marais au niveau de référence, de profondeur maximale de l'eau avec laquelle on peut délimiter un marais dans une vue synoptique, ainsi que la configuration géométrique de base de la rive le long de laquelle se trouve le marais riverain. Le but du modèle conceptuel est de servir de mesure de prédiction pour étudier les répercussions des changements persistants des niveaux de l'eau lorsque le modèle conceptuel est utilisé avec des délinéations, par satellite ou photographie aérienne, de la superficie des marais riverains.

Deux conditions générales sont envisagées avec le modèle actuel. La première suppose que les processus chimiques et biologiques de l'air, de l'eau et du sol, bien qu'en soi on n'en tienne pas compte, agissent de manière à obtenir la régénération complète du marais lorsque les niveaux d'eau sont élevés. Ceci signifie que les superficies hors de l'eau qui, jusqu'à présent, n'ont pas été inondées par une nappe d'eau, stagnante et persistante, bien définie, atteindront, après un temps de réponse approprié, un équilibre entre la couverture de végétation de la rive et celle du marais, c'est-à-dire que les transformations métamorphiques d'une classification de milieu humide à une autre classification de milieu humide se produisent de manière naturelle et ininterrompue. Les capacités restoratives des milieux humides touchés sont ainsi maximisées. À l'opposé, la seconde condition suppose le contraire : une telle régénération tardive est impossible et les capacités restoratives de la transformation métamorphique sont entièrement supprimées. On peut croire que la réalité se trouve quelque part entre ces deux extrêmes.

Introduction

Les milieux humides d'eau douce sont une ressource naturelle, complexe et dynamique. Parmi les types de classification de milieux humides, il y a les marécages, les pelouses, les marais et les tourbières qui tirent leur origine des glaciers, des prairies ou des lacs. De plus, ces milieux humides subissent des transformations métamorphiques en fonction, premièrement, de leur aptitude à répondre et à s'adapter aux modifications des conditions du milieu, et deuxièmement, de l'aptitude des paramètres du milieu à permettre cette adaptation. Ils passent alors d'une classification à une autre.

Toutefois, même si on ne tient pas compte des variations marquées dans le type, l'origine et l'historique du milieu humide, il faut, lors de l'analyse détaillée du comportement du milieu humide, étudier attentivement les interdépendances de la flore, de la faune, des régimes nourriciers de l'eau et du sol, et des conditions climatiques se rapportant à la superficie du milieu humide étudié. Cela est particulièrement évident lorsqu'on recherche quels sont les effets des fluctuations, tant transitoires que prolongées, des paramètres du milieu (tels que niveaux d'eau, climat, polluants, dynamique du terrain, etc.) sur la définition du milieu humide et la vigueur tant de la biote résidente que du couvert végétal.

Les milieux humides qui prédominent dans le bassin des Grands Lacs sont les marais, les pelouses et les marécages bordant les lacs et les rivières. On considère habituellement que les distinctions générales entre ces milieux humides comportent les caractéristiques suivantes :

a) Dans les marais, l'eau est stagnante et persistante dans toute leur superficie définie tandis que les prés et les marécages sont caractérisés par des sédiments saturés d'eau contenant peu d'eau stagnante sinon aucune

b) Les marais ont généralement une végétation ancrée dans le sol du type roseaux, joncs et quenouilles, tandis que les types de végétation des prés et des marécages comportent des herbes, des arbustes, des bosquets et des arbres

c) Les prés et les marécages sont habituellement situés à une altitude plus élevée que les marais riverains.

Ce document portera sur l'examen des marais riverains du bassin des Grands Lacs. De manière générale, il évaluera tout particulièrement l'effet des fluctuations du niveau de l'eau dans tout le bassin sur la superficie des marais bordant les lacs et rivières. Les fluctuations du niveau de l'eau dans tout le bassin, étudiées ici, sont plus précisément les changements du niveau de l'eau qui persistent sur une période de temps plus longue que la variation cyclique annuelle se rapportant à la région étudiée.

On juge de plus en plus importantes les corrélations entre les paramètres de la biote, de la végétation, de l'eau et du climat qui gouvernent le comportement des marais (tant destructeur que régénérateur). On comprend de mieux en mieux ces corrélations même si elles sont loin d'avoir atteint le stade souhaité de l'expression et de l'argumentation mathématique précises. Ceci est particulièrement évident lorsqu'on examine les documents scientifiques. Des présentations excellentes, d'une grande variété de sources et de perspectives scientifiques, ont décrit en détail les classifications des milieux humides et l'interdépendance des paramètres internes et externes des milieux humides, ainsi que les effets des fluctuations du niveau d'eau sur la dynamique des milieux humides (voir par exemple, Chapman et Putnam, 1966; Greeson et coll., 1979; Gosselink et Turner, 1978; Geis et Kee, 1977; Geis, 1979; Direction générale des terres, 1981, 1983; Simpson et coll., 1983; Jaworski et coll., 1979; Lyon, 1981; Burton, 1985; Whillans, 1982). Même si les directives, les théories et les inférences issues de ces documents scientifiques montrent des différences, réelles ou perçues, les activités, les méthodes et les analyses présentées dans ces études sont nécessaires pour faire avancer les sciences multidisciplinaires si vitales à une juste évaluation de la dynamique des milieux humides.

Il est singulièrement visible que les fluctuations du niveau de l'eau sont d'une importance capitale pour le développement et l'état des milieux humides. Les fluctuations, saisonnières ou à court terme, fournissent les condi-

tions naturelles de la suite ininterrompue des cycles de croissance et de vie des poissons et de la faune habitant des régions telles que le bassin des Grands Lacs. Les milieux des sols légèrement submergés tels que les marais sont essentiels à la préservation des populations de poissons. En effet, les marais sont des lieux appropriés pour le frai, la croissance et l'alimentation. Par conséquent, afin d'améliorer et de protéger leur productivité, les fluctuations des niveaux de l'eau dans les marais doivent être à court terme. Des inondations périodiques à court terme sont nécessaires pour apporter les substances nutritives et, simultanément, enlever les déchets organiques. Le marais peut ainsi maintenir rigoureusement la gamme des formations végétales indispensables à la santé et la vigueur de ses populations de la faune et des poissons.

De longues périodes de niveaux d'eau bas ou élevés peuvent entraîner des effets souhaitables ou non, qui s'ajoutent aux effets à court terme des fluctuations des niveaux d'eau. Des fluctuations à long terme des niveaux des lacs peuvent entraîner des modifications des groupements de plantes indigènes (Harris et Marshall, 1963; van der Valk et Davis, 1978; Keddy et Reznicek, 1982, 1985; Pederson et van der Valk, 1984; Hutchinson, 1975). Des bas niveaux d'eau ont en général comme résultat, d'une part, le remplacement de la végétation émergente par des plantes et arbustes des prés ou du type carex, d'autre part, la réduction évidente de l'eau libre et des groupements aquatiques. Par contre, des niveaux d'eau élevés ont en général comme résultat un accroissement des groupements d'eau libre associé à une diminution des groupements de type pré et carex. Des conséquences graves sur les poissons et la faune pourraient s'ensuivre (Jaworski et Raphael, 1978).

Ainsi, la compréhension des effets des fluctuations prolongées du niveau de l'eau (fluctuations naturelles comme les variations climatiques, ou fluctuations artificielles comme celles causées par des ouvrages de retenue des eaux, des réseaux d'évacuation, etc.) sur les milieux humides qui occupent principalement des bassins de l'ampleur et de l'importance des Grands Lacs, cette compréhension, donc, joue un rôle de première importance dans la gestion et la réglementation saines des plans d'eau naturels (voir Conseil international des niveaux des Grands Lacs, 1973; Commission du bassin des Grands Lacs, 1975; Commission mixte internationale, 1976; 1978; Conseil international de la dérivation et de la consommation des eaux des Grands Lacs, 1981).

Il est donc clair que les fluctuations persistantes des niveaux d'eau peuvent avoir des effets sur la superficie des marais côtiers. Une méthode qui pourrait présenter des avantages dans l'étude des relations entre les niveaux d'eau et la superficie des marais comporte l'utilisation de photographies aériennes ou d'images obtenues par satellite (Carter, 1978; Klemas et coll., 1978; Hardisky et Klemas, 1983; Sasser et coll., 1986; Lyon, 1979; Lyon et Drobney, 1984; Bukata et coll., 1978; Butera, 1985; Civco et coll., 1986; Gross et Klemas, 1985; Ridd et coll., 1981; Shima et coll., 1976). Une telle méthode requiert principalement l'utilisation de la télédétection des niveaux d'eau connus pour délimiter les superficies des marais étudiées, ainsi que la mise au point d'un modèle pratique qui permettrait de prévoir les effets d'un changement persistant de niveau d'eau, qu'il soit prévu ou planifié, sur la superficie des marais.

Un moyen évident d'obtenir un tel modèle de prévision consiste simplement à faire une régression point par point des niveaux d'eau et de leurs surfaces correspondantes des marais. Une telle méthode, cependant, (Reznicek et Keddy, 1984) ne tient compte ni de l'interdépendance de la myriade des paramètres qui exercent une influence sur l'aspect et la composition du marais, ni des variations temporelles et spatiales qui compliquent toujours ces interdépendances de paramètres. En fait, le fléau de la communauté de télédétection (Bukata et coll., 1982) a été pendant longtemps le fait qu'il fallait éviter, dans tous les domaines de recherche reposant sur les analyses de régression, d'échanger de manière approximative les rôles joués par les variables dépendantes et indépendantes dans les relations de cause à effet des phénomènes du milieu. Les effets des fluctuations du niveau du lac sur les marais riverains sont une conséquence (contournée des éléments suivants : la nature de la couverture végétale des marais; l'aptitude de cette végétation à répondre aux changements du milieu aquatique; les caractéristiques nutritives des sols nourriciers; les conditions climatiques générales propres à la région; la bathymétrie de l'aire d'eau stagnante du marais; et enfin, la topographie du bassin environnant. Par conséquent, un modèle de prévision unique qui rend compte des aspects physique, chimique et biologique du marais est, tout au plus, un concept insaisissable, qui l'est encore davantage à cause du fait que les paramètres directeurs, ainsi que leurs interdépendances, varieront inévitablement d'un étang à l'autre. Or, cette variation d'un étang à l'autre est paradoxalement l'argument le plus fort en faveur de la simple régression point par point des niveaux de l'eau et de leurs superficies correspondantes des marais. Cet argument suppose que de telles régressions auraient un certain rapport à la région étudiée, mais que, par contre, elles ne pourraient être utilisées pour expliquer le comportement des milieux humides n'appartenant pas à la région étudiée. Donc, le résultat d'une telle activité peut être de l'information et un modèle de prévisions valables si l'on tient bien compte des limites inhérentes à de telles techniques de régression.

Malgré le fait qu'on réalise pleinement que le marais est un système écologique extrêmement dynamique, et qu'il répond de manière variée à toute une gamme de changements du milieu, ce document tente d'établir la relation entre les superficies des marais et les fluctuations à long terme des niveaux de l'eau. Les superficies des marais sont définies au moyen de photographies aériennes prises pendant les périodes de niveau d'eau bas et de niveau d'eau élevé. La présence ou l'absence d'espèces de végétaux identifiables indique les caractéristiques hydrologiques des régions télédétectées. On utilise, pour établir la relation mentionnée plus haut, un modèle conceptuel mathématique simple basé uniquement sur les variables géométriques qui définissent la morphologie du marais et de son bassin adjacent. On envisage deux conditions générales et contradictoires. Les deux conditions sous-entendent que le marais en question possède un couvert végétal de phréatophytes et que la nature dynamique des relations entre les plantes et le sol nourricier existe, même si on n'en tient nullement compte, et qu'elle agit de manière à préserver le marais plutôt qu'à le détruire. La première condition, toutefois, suppose que les parties hors de l'eau et sous l'eau du milieu humide sont capables de soutenir une végétation de marais (lorsqu'elles sont suffisamment inondées) ou une végétation de terrain sec (lorsqu'elles sont sufissamment exondées). Cette condition suppose que si la période de régénération est suffisamment longue, un équilibre dynamique s'établira entre le marais et le terrain sec, et que cet équilibre dynamique, bien que ralenti, répond néanmoins aux changements persistants de niveau d'eau. La seconde condition sous-entend qu'un tel équilibre dynamique ne peut s'établir facilement. Dans cette situation, seule la région du marais définie au niveau d'eau de référence est considérée comme pouvant soutenir une végétation de marais. La région hors de l'eau définie au niveau de référence est considérée comme ne pouvant soutenir une végétation de marais pour diverses raisons possibles : pente abrupte à partir de la laisse des eaux, absence de sols nourriciers appropriés, dépôts importants de roches et de graviers, activité contraignante des vagues.

Il est logique de voir la première condition comme étant une situation quelque peu utopique, c'est-à-dire, qu'une superficie maximale de marais, malgré un délai, finira par émerger de nouveau après une élévation persistante du niveau de l'eau. Par contre, la deuxième condition représente la situation dans laquelle une superficie minimale de marais subsiste après une élévation persistante du niveau de l'eau, et, par opposition, une superficie maximale de marais émerge de nouveau après une baisse persistante du niveau de l'eau. Il est également logique de supposer que la réalité est située quelque part entre ces deux extrêmes. La connaissance du terrain étudié est évidemment d'un secours précieux pour faire pencher la préférence vers l'une ou l'autre de ces deux conditions dans le cas d'un marais particulier.

Modèle géométrique de marais: rives linéaires

Les marais situés le long des rives des lacs et des rivières épousent naturellement les formes géométriques dictées tant par la rive que par les pentes hors de l'eau et sous l'eau. C'est cette caractéristique constante de la formation marécageuse qui est la base du modèle de marais étudié dans cette communication. Trois formes géométriques de base y sont étudiées, à savoir : linéaire, concave ou convexe et elliptique. Ces formes ne couvrent évidemment pas tout le spectre des configurations marécageuses possibles, mais elles sont conformes à un grand pourcentage des marais observés dans un survol de l'ensemble du bassin des Grands Lacs. Pour les fins de cet ouvrage, nous définissons le marais comme une étendue couverte en permanence d'eau stagnante et de végétation, laquelle est située à l'écart des régions de prés et de marécages qui, bien que saturées d'eau, ne permettent pas l'observation d'une couverture d'eau stagnante persistante.

Considérons le diagramme simplifié d'un marais de la figure 1a. On y décrit un marais rectangulaire longeant une rive linéaire vue en plan. Il est supposé que la superficie totale du marais comprend l'aire du marais de base B (la partie sous l'eau du marais, dont l'étendue maximale est déterminée par la limite de la végétation émergente observable) et d'une superficie du marais marginal F (le prolongement sous l'eau du marais de base, où se trouve la végétation immergée qu'on ne peut observer directement). Seule la superficie du marais de base B est considérée dans le modèle étudié.

La figure 1b offre également une vue en coupe de la configuration du marais de base sous deux niveaux d'eau différents. L'état initial suppose que le niveau de l'eau est tel que la superficie du marais de base commence à la laisse des eaux, et que la ligne de laisse des eaux sépare un régime aquatique de pente sous l'eau α de celui de la pente hors de l'eau β. Cette dernière supposition ne se vérifie qu'au niveau d'eau de référence (Donnée internationale des Grands Lacs, 1955). La longueur initiale, b_0, du marais de base au niveau de référence, représente la distance sous l'eau jusqu'à la profondeur d (profondeur au-delà de laquelle il n'y a plus de végétation émergente). Le niveau d'eau en pointillé représente un état subséquent à un accroissement de profondeur jusqu'au niveau R_n au-dessus du niveau d'eau de référence. La longueur sous l'eau du marais de base résultant de ce nouveau niveau d'eau est exprimée par b_n selon notre hypothèse (supposant, encore une fois, que d est une constante indépendante de la fluctuation des niveaux de l'eau).

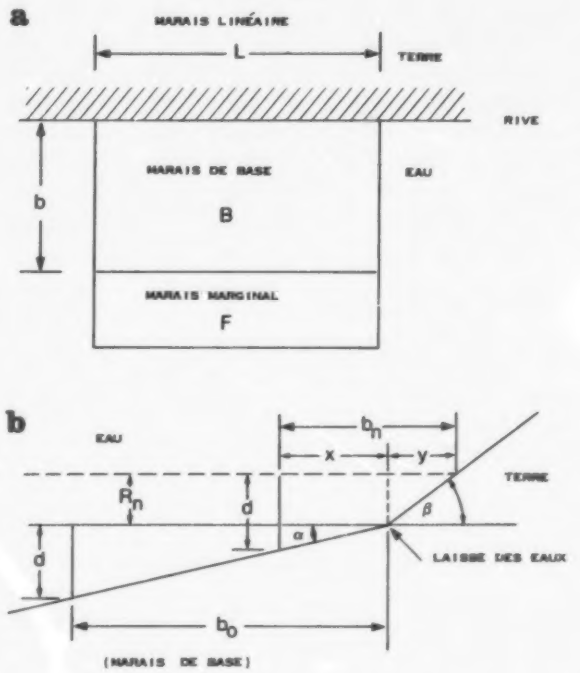


Figure 1. Configuration de marais à rive linéaire a) vue en plan, b) coupe verticale.

Si $R_n \leq d$, il devient évident que

$$b_n = x + y$$

$$= \frac{d - R_n}{\tan \alpha} + \frac{R_n}{\tan \beta} \qquad (1)$$

et

$$\frac{b_n}{b_o} = 1 - \frac{R_n}{d}\left(1 - \frac{\tan \alpha}{\tan \beta}\right) \qquad (2)$$

Si le marais longe la rive sur une distance L, les deux superficies de marais vues en plan, la nouvelle et l'initiale, s'exprimeront respectivement par b_nL et b_oL. L'équation (2) exprime alors le rapport entre la superficie du nouveau marais de base (au niveau R_n au-dessus du niveau d'eau de référence) et la superficie initiale du marais de base (au niveau de référence), en fonction des pentes sous l'eau et hors de l'eau de la région marécageuse, de la profondeur au-delà de laquelle il n'y a pas de végétation émergente observable, et d'un niveau de lac R_n. Dans le reste de ce rapport, les définitions des expressions b_n et b_o comme mesures linéaire et surfacique seront complètement interchangeables en ce qui concerne les marais à rives linéaires.

L'équation (2) suggère que :

a) Pour une valeur positive de R_n (c'est-à-dire élévation du niveau de l'eau au-dessus du niveau de référence), la superficie du marais sera diminuée si l'angle α est plus petit que β (c'est-à-dire que la pente au fond du lac est moins abrupte que celle de la rive). La superficie du marais de base augmentera si l'angle α est plus grand que β (à condition, naturellement, qu'il n'y ait pas d'inondations excessives pour étouffer la végétation).

b) Pour une chute du niveau d'eau de $R_1 > 0$ à $R_2 > 0$ avec $R_2 < R_1$ (c'est-à-dire une diminution du niveau d'eau, mais qui demeure au-dessus du niveau de référence), la superficie du marais de base sera augmentée si $\alpha < \beta$ et diminuée si $\alpha > \beta$.

c) Pour $\alpha = \beta$ (c'est-à-dire dans le cas de pentes identiques des régions sous l'eau et hors de l'eau, ou pour les changements du niveau de l'eau qui se produisent seulement dans la région sous l'eau de la figure 1, la superficie du marais de base demeure inchangée (c'est-à-dire $b_n/b_o = 1$).

d) Pour de grandes valeurs de R_n ($R_n > d$), le terme x de l'équation (1) disparaît et l'équation (2) se réduit à

$$\frac{b_n}{b_o} = \frac{\tan \alpha}{\tan \beta} \qquad (3)$$

soit une constante pour une géométrie particulière de marais. De l'équation (3), on peut déduire que b_n/b_o tend vers zéro (c'est-à-dire une inondation totale et destructive) quand tan α/tan β tend vers zéro. C'est ce qui arriverait si le marais était contenu dans des pentes abruptes (c.est-à-dire $\beta >> \alpha$).

Dans la réalité, des inondations totales et destructives peuvent se produire à des valeurs intermédiaires de α et de β, parce qu'il y a sans aucun doute une valeur limite de β au-delà de laquelle aucune végétation marécageuse ne peut se maintenir. Il est supposé en outre par les équations (1), (2) et (3) que α et β sont des constantes sur l'étendue des terres inondées. Il est évident que l'état des pentes ne sera pas toujours le même. C'est un fait que plusieurs bassins ont des pentes dont l'état est loin d'être constant.

La principale supposition toutefois des équations (1), (2) et (3) est qu'il peut s'établir un équilibre entre les régions marécageuses et les régions non marécageuses. Ceci implique que d'autres paramètres ne sont pas affectés et que la quantité maximale des marais possible s'adaptera à un nouvel ensemble de circonstances. Il est logique de penser qu'il est plus facile de détruire un marais que de le créer, car la destruction est un événement relativement instantané (une inondation, par ex.), tandis que la création du marais suppose le temps nécessaire pour l'établissement ou la modification de cycles de croissance. D'après leurs recherches sur le terrain, Jaworski et coll. (1979) font remarquer qu'il semble y avoir un décalage de deux ou trois ans entre les fluctuations de niveau d'eau, d'une part, et le dépérissement ou la recolonisation de la végétation, d'autre part. Il s'ensuit qu'il serait facile de sous-estimer la superficie des marais résultant d'une valeur positive de R_n (c'est-à-dire niveau d'eau supérieur au niveau d'eau de référence), à partir de photographies aériennes.

La figure 2 montre la relation de linéarité (exprimée dans l'équation (2)) qui existe entre d'une part, b_n/b_o (le rapport de la superficie du marais de base associé à une rive linéaire sous un niveau d'eau R_n au-dessus du niveau de référence, à la superficie du marais de base qui serait observée au niveau d'eau de référence) et tan α/tan β, d'autre part, (le rapport de la pente sous l'eau à la pente hors de l'eau, pour un ensemble de valeurs $R_n/d \leq 1.0$ (rapport du niveau d'eau R_n au-dessus du niveau d'eau de référence à la profondeur maximale d à laquelle une végétation émergente peut être observée dans son ensemble). Il est clair, qu'il y a intersection de l'ordonnée de chacune des relations linéaires quand

$$\frac{b_n}{b_o} = 1 - \frac{R_n}{d}$$

et la pente de chaque courbe linéaire a la valeur R_n/d. Ajoutons que le point (1.0, 1.0) satisfait chacune des courbes, indépendamment des valeurs $R_n/d \leq 1.0$. Pour les

valeurs de $R_n/d > 1.0$, l'équation (2) devient non valide et l'équation (3)

$$\left[\frac{b_n}{b_o} = \frac{\tan \alpha}{\tan \beta}\right]$$

devient opérante. Le tracé sur graphique de l'équation (3) est identique à la relation linéaire exprimée par l'équation (2) dans le cas de $R_n/d = 1.0$. Il s'ensuit que la courbe de $R_n/d = 1.0$ de la figure 2 s'applique également à toutes les valeurs de $R_n/d > 1.0$. Ceci signifierait, sur la base de notre modèle de marais linéaire, que le graphique de b_n/b_o en fonction de $\tan \alpha/\tan \beta$ n'afficherait pas de points de données situés à droite de la droite $R_n/d = 1.0$ pour une diminution du marais (c'est-à-dire pour des valeurs de $\tan \alpha/\tan \beta < 1.0$), ni à gauche de la droite $R_n/d = 1.0$ pour une augmentation du marais (c'est-à-dire pour des valeurs de $\tan \alpha/\tan \beta > 1.0$). Ainsi, dans le cas de l'établissement d'un équilibre dynamique complet à la suite d'un changement persistant du niveau de l'eau (étendant ainsi au maximum la superficie due aux nouvelles conditions aquatiques), on s'attendrait à voir les points du graphique de b_n/b_o à l'intérieur des cônes délimités par les droites $R_n/d = 0.0$ et $R_n/d = 1.0$.

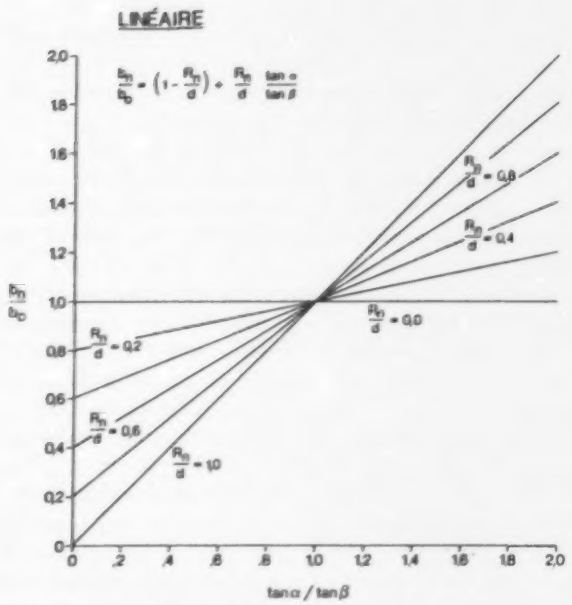


Figure 2. Relations entre b_n/b_o (le rapport de la superficie de marais à rive linéaire associée à la condition de niveau d'eau R_n au-dessus du niveau de référence à la superficie de marais à rive linéaire associée au niveau d'eau de référence) et $\tan \alpha/\tan \beta$ (rapport de la pente sous l'eau à la pente hors de l'eau) pour différentes valeurs de R_n/d.

La figure 2 a été créée en fonction de $R_n > 0$ (c'est-à-dire élévation du niveau d'eau R_n au-dessus du niveau des basses eaux). Le cas $R_n < 0$ (c'est-à-dire baisse du niveau d'eau à partir du niveau de référence des basses eaux jusqu'à un niveau R_n au-dessous du niveau de référence des basses eaux) est facilement envisageable, puisque, dans ce cas, le rapport b_n/b_o garde la valeur 1.0 (une conséquence du fait que les pentes hors de l'eau et sous l'eau se confondent). Cette invariance de la superficie des marais suppose que la chute du niveau d'eau ne draine pas complètement l'eau du marais, ce qui le ferait disparaître complètement; ou encore que la chute du niveau d'eau ne produise pas une étendue d'eau accrue d'une profondeur d, ce qui causerait un agrandissement substantiel de la superficie du marais de base.

Plusieurs utilisations de la figure 2 deviennent immédiatement évidentes. Il est clair que si α et β sont connus pour une région marécageuse, le rapport b_n/b_o (c'est-à-dire l'effet sur la superficie de changements persistants de niveau d'eau R_n au-dessus du niveau de référence) pourra facilement être prévu pour les milieux humides non inhibés par des écarts violents dans leur capacité de rétablir des équilibres dynamiques. Si α, β, b_n et b_o sont connus ou peuvent être estimés correctement, R_n/d pourra être calculé. On peut calculer les pentes du terrain sous certaines conditions. La détermination de la superficie d'un marais de base par des survols d'ensemble, sous deux niveaux d'eau, est essentielle à de telles applications de la figure 2. La mise de l'avant de la figure 2 suppose toutefois que b_o (c'est-à-dire l'étendue sous l'eau du marais de base au niveau d'eau de référence) est connu. Il est très rare que la documentation historique aérienne contienne de telles données; il est également rare que l'on puisse commodément attendre que l'eau atteigne le niveau de référence pour la collecte de telles données. Il est beaucoup plus commode de trouver ou d'obtenir deux jeux de données à deux niveaux d'eau différents sur le marais à l'étude, aucun d'eux n'étant au niveau de référence. Il faut donc, pour bénéficier de la figure 2, utiliser ces jeux de données d'ensemble pour estimer l'état du marais au niveau d'eau de référence.

Soient b_o, b_1 et b_2 les grandeurs linéaires du marais de base qui correspondent, respectivement, aux niveaux d'eau R_o (niveau d'eau de référence), R_1 et R_2 (tous deux au-dessus du niveau de référence). On prouvera facilement que les paramètres d (profondeur maximale à laquelle la végétation émergente peut être observée du haut des airs) et b_o (étendue linéaire maximale du marais de base au niveau d'eau de référence) s'expriment par les équations suivantes :

$$d = \frac{R_2 b_1 - R_1 b_2}{b_1 - b_2} \left(1 - \frac{\tan \alpha}{\tan \beta}\right) \qquad (4)$$

et

$$b_o = \frac{b_1 R_2 - b_2 R_1}{R_2 - R_1} \qquad (5)$$

Il est intéressant de noter que l'équation (5) est indépendante des pentes du marais. On pourra donc, quand les superficies de marais correspondant à deux niveaux d'eau connus au-dessus du niveau de référence peuvent être déterminées, calculer facilement la superficie de marais qui devrait correspondre au niveau d'eau de référence, sans une connaissance précise de la topographie. La détermination de la profondeur maximale d du marais de base, à partir d'une telle information (équation (4)), exige toutefois une connaissance topographique précise.

Il faut noter en outre que les niveaux d'eau R_1 et R_2 sont les niveaux d'eau qui existent concurremment avec les superficies de marais mesurées. Étant donné qu'il s'écoule un temps appréciable pour l'établissement complet d'un équilibre (Jaworski et coll., 1979; Keddy et Reznicek, 1986), il ne semble pas déraisonnable de supposer que les niveaux d'eau en question R_1 et R_2 ont précédé de deux ou trois ans la photographie aérienne ou le relevé du milieu par satellite. Les valeurs de b_o obtenues par l'équation (5) peuvent alors être utilisées dans l'application des équations (2) et (3) et de la figure 2, pour le cas d'un marais linéaire avec deux valeurs distinctes de $R_n > 0$.

Jusqu'ici, le modèle de marais linéaire supposait que les corrélations dictant le comportement de milieux humides étaient de nature à optimiser l'adaptabilité des marais aux changements persistants du niveau de l'eau. Cela signifie, en particulier, que les étendues hors de l'eau des marais (définies par l'angle β) facilitent rapidement l'équilibre végétal nécessaire pour le maintien d'un milieu répondant à la définition de marais. On observe toutefois assez souvent l'élimination apparente à un niveau d'eau élevé d'un grand pourcentage du marais qui existait à un bas niveau d'eau, même si un laps de temps suffisant à la régénération s'était écoulé. Cet état de régénération minimale du marais pourrait être dû à plusieurs causes, mais deux retiennent l'attention : le marais est caractérisé par une pente hors de l'eau $\beta >>$ la pente sous l'eau α, ou bien, l'étendue terrestre du marais n'est pas propice à la croissance de la végétation ou à sa transformation.

Considérons un marais de ce type où $0 < R_n < d$ et que, pour une raison quelconque, aucun nouveau marais ne se forme dans ce qui était jusqu'alors une région hors de l'eau. C'est l'équivalent d'une situation dans laquelle la distance y de la figure 1 a une valeur nulle (par suite de l'absence de croissance de la végétation, ou par suite de circonstances comme un socle rocheux ou une rive très abrupte), tandis que la distance x répond toujours à la définition de marais (grâce à la présence de sa végétation). Dans ce cas, b_n est exprimé par $(d-R_n)/\tan\alpha$ et b_o est, encore une fois, exprimé par $d/\tan\alpha$. L'équation (2) devient donc

$$\frac{b_n}{b_o} = 1 - \frac{R_n}{d} \qquad (6)$$

Dans ce cas, il est facile de démontrer que si deux niveaux d'eau R_1 et R_2 sont envisagés, tous deux étant au-dessus du niveau d'eau de référence et correspondant aux étendues linéaires du marais b_1 et b_2 respectivement, la valeur de b_o (étendue linéaire de marais correspondant au niveau d'eau de référence) peut encore être calculée à partir de l'équation (5) :

$$b_o = \frac{b_1 R_2 - b_2 R_1}{R_2 - R_1} \qquad (5)$$

La valeur de d (profondeur maximale à laquelle la végétation émergente peut être détectée), toutefois, peut être trouvée par

$$d = \frac{R_2 - R_1 \dfrac{b_2}{b_1}}{1 - \dfrac{b_2}{b_1}} \text{ ou } \frac{R_2 b_1 - R_1 b_2}{b_1 - b_2} \qquad (7)$$

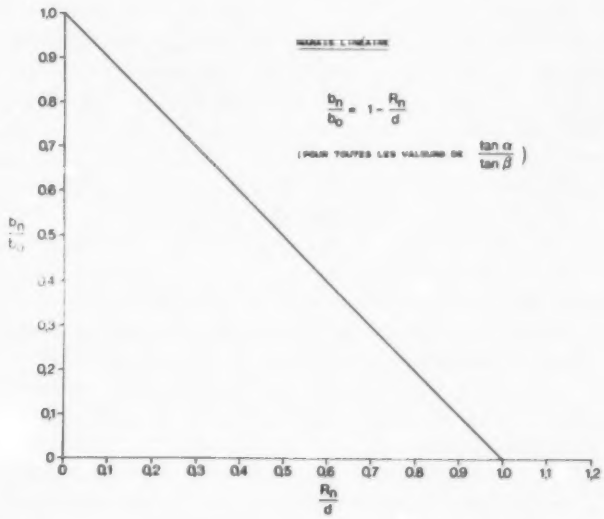


Figure 3. Relation entre b_n/b_o et R_n/d pour un marais à rive linéaire.

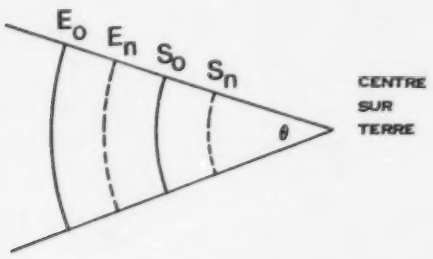
Il s'ensuit que, dans le cas d'une non-régénération totale du marais par suite d'une augmentation du niveau de l'eau, les équations (5) et (7) indiquent la possibilité d'estimer les deux paramètres b_o et d à partir de deux groupes de données télécaptées, sans une connaissance précise des pentes du terrain.

L'équation (6) indique que b_n tend vers zéro quand R_n tend vers d. La superficie de marais disparaîtrait donc avec $R_n > d$. C'est ce qu'indique la figure 3 qui montre la relation linéaire entre b_n/b_o et R_n/d pour des valeurs de $R_n \geq 0$. Cette relation est totalement indépendante de tan α/tan β et décroît linéairement de $b_n = b_o$ pour $R_n = 0$ à $b_n = 0$ pour $R_n \geq d$. Les valeurs $R_n < 0$ ne sont pas considérées dans la figure 3, étant donné que l'équation (6) repose sur la prémisse que l'équilibre végétal ne peut pas s'établir par suite de l'incapacité de la pente hors de l'eau (au niveau d'eau de référence) à s'adapter à la végétation des marais. La pente sous l'eau (au niveau de référence) n'est pas caractérisée par une telle incapacité. Par conséquent, étant donné que seule la pente sous l'eau initiale est touchée dans l'étude des valeurs négatives de R_n, l'équation (6) ne s'applique pas et le rapport b_n/b_o demeure constant à 1.0.

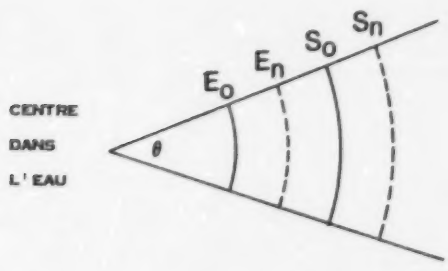
Les figures 2 et 3 représentent donc les effets des changements de niveau persistants sur les marais linéaires caractérisés par des pentes sous l'eau α et hors de l'eau β aux deux extrêmes de capacité de régénération végétale sur terre. La figure 2 représente l'étendue maximale d'une rive linéaire qui peut ré-émerger à la suite d'un changement de niveau d'eau persistant, tandis que la figure 3 représente le minimum d'une telle étendue à pouvoir émerger.

Modèle géométrique de marais: rives convexes et concaves

La figure 4 montre l'état de marais situés le long de rives convexes ou concaves. Une rive convexe est caractérisée par des îles et des pointes de terre tandis qu'une rive concave est caractérisée par des baies et des anses. Un secteur angulaire d'un marais convexe est montré à la figure 4a; on considère que le centre de courbure est situé à l'intérieur des terres. E_o et S_o seront les distances physiques à partir du centre de courbure jusqu'à l'étendue sous l'eau du marais convexe, et à partir du centre de courbure jusqu'à la rive convexe, respectivement, pour le niveau d'eau initial (soit le niveau d'eau de référence). De même,



A) MARAIS À RIVE CONVEXE



B) MARAIS À RIVE CONCAVE

Figure 4. Secteur angulaire a) d'un marais à rive convexe, b) d'un marais à rive concave.

E_n et S_n représentent les distances physiques qui correspondent à un niveau d'eau R_n au-dessus du niveau d'eau de référence. Si A_o et A_n représentent les surfaces de marais de base qui correspondent à ces deux niveaux d'eau distincts, alors

$$\frac{A_n}{A_o} = \frac{\frac{1}{2}\theta E_n^2 - \frac{1}{2}\theta S_n^2}{\frac{1}{2}\theta E_o^2 - \frac{1}{2}\theta S_o^2}$$

$$= \left(\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}\right) \cdot \left(\frac{E_n - S_n}{E_o - S_o}\right) \qquad (8)$$

Cependant, $\frac{E_n - S_n}{E_o - S_o} = \frac{b_n}{b_o}$, soit l'équivalent des rapports de surface de marais de base dans le cas d'une rive linéaire. Donc,

$$\frac{A_n}{A_o} = \left(\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}\right) \cdot \frac{b_n}{b_o} \qquad (9)$$

où b_n/b_o est tel que donné dans l'équation (2) dans le cas de $R_n \leq d$ et tel que donné dans l'équation (3) dans le cas de $R_n > d$.

Donc, l'équation (9) traduit l'impact d'une élévation du niveau d'eau pendant une longue période sur la superficie d'un marais convexe en fonction de paramètres géométriques du marais, des pentes hors de l'eau et sous l'eau, du niveau d'eau R_n de la profondeur de l'eau d. Il faut souligner que l'équation (9) représente la condition de régénération maximale de la végétation, c'est-à-dire une condition qui favorise entièrement l'établissement d'un équilibre de la végétation. La pente hors de l'eau β définit un régime de fertilité qui suffit à la croissance d'une couverture complète de végétation de marais, après un certain délai.

La figure 4b montre un secteur angulaire d'un marais concave; mais, dans ce cas-ci, on place le centre de courbure du secteur à l'intérieur des eaux. On peut déjà indiquer que dans le cas d'une rive concave, l'équation (9), ici aussi, l'équation principale d'une rive convexe, peut exprimer le rapport de superficie des marais associés, pour ces deux niveaux d'eau (au début, au niveau d'eau de référence, puis, à R_n au-dessus du niveau d'eau de référence). La seule réserve à formuler dans l'utilisation de cette même équation pour décrire les rives convexes et les rives concaves vient du fait que dans le cas d'une rive convexe, $E_n < E_o$ et $S_n < S_o$, tandis que dans le cas d'une rive concave, $E_n > E_o$ et $S_n > S_o$. Donc, le rapport A_n/A_o dans le cas d'une rive convexe sera inférieur au rapport correspondant d'une rive linéaire et, à l'opposé, le rapport A_n/A_o dans le cas d'une rive concave, sera supérieur au rapport correspondant d'une rive linéaire.

Ainsi, dans le cas d'une élévation donnée du niveau d'eau, et si les autres facteurs sont comparables, les marais, caractérisés par des pentes sous l'eau α inférieures à la pente hors de l'eau β et situés autour d'une rive convexe, devraient perdre une plus grande surface que les marais à rive linéaire. Ceci signifie que les marais situés autour des pointes de terre et des îles sont plus vulnérables face aux inondations destructives.

Si on récrit l'équation (9) ainsi :

$$\frac{b_n}{b_o} = \frac{E_o + S_o}{E_n + S_n} \cdot \frac{A_n}{A_o} \qquad (10)$$

alors, on peut considérer que la figure 2 s'applique aux marais à rives convexes et concaves ainsi que linéaires puisque l'équation (10) représente l'équivalent linéaire des marais convexes et concaves soumis à des élévations de niveau d'eau. Pour une baisse du niveau d'eau (c'est-à-dire du niveau de référence à un niveau d'eau $-R_n$ inférieur à ce niveau), il est clair que l'éloignement par rapport à la rive des secteurs représentés à la figure 4 résulterait en un accroissement de la superficie du marais le long d'une rive convexe et une diminution de la superficie du marais le long d'une rive concave. Ceci résulte du fait que les emplacements de E_n et S_n ont été interchangés avec les emplacements de E_o et S_o. Ainsi, dans le cas d'une rive convexe, $E_n > E_o$ et $S_n > S_o$, alors que, dans le cas d'une rive concave, $E_n < E_o$ et $S_n < S_o$. Donc, le rapport A_n/A_o dans le cas d'une rive convexe sera supérieur au rapport correspondant d'une rive linéaire, alors que le rapport A_n/A_o, dans le cas d'une rive concave, sera inférieur au rapport correspondant d'une rive linéaire. Comme le rapport b_n/b_o de la rive linéaire est égal à 1 (voir l'équation (2) où $\alpha = \beta$), le rapport $A_n/A_o > 0$ dans le cas d'un marais à rive convexe indique une augmentation de la superficie du marais par suite d'une baisse du niveau d'eau, alors que le rapport $A_n/A_o < 1$ dans le cas d'un marais à rive concave indique une diminution de la superficie du marais par suite d'une baisse du niveau de l'eau. En fait, dans le cas des marais à rive concave, la superficie, représentée à la figure 4, est minimale lorsque le retrait de E_n va jusqu'au centre de courbure, soit $E_n = 0$. Ceci correspond à une superficie d'un secteur où $A_n = \theta S_n^2/2$; la partie d'eau stagnante de la baie est alors entièrement envahie par de la végétation de marais émergente. Dans le cas d'une baie semi-circulaire, la superficie du marais A_n sera $\pi S_n^2/2$ ou, de façon équivalente, $\pi b_n^2/2$ ou $\pi b_o^2/2$.

Il est claire que la baisse du niveau de l'eau (le long d'une pente sous l'eau α) résulte en une diminution de la surface du marais pour une rive concave et un accroissement de la surface de marais pour une rive convexe. Il est également clair que l'élévation du niveau d'eau (le long d'une pente hors de l'eau β) résulte en une diminution de la surface du marais dans le cas d'une rive convexe (à la condition, évidemment, qu'un équilibre végétal s'établisse). Par contre, l'impact d'une élévation du niveau de l'eau sur la surface du marais autour d'une rive concave n'est pas aussi évident.

À partir de l'équation (9), on peut constater que, puisque

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o} > 1$$

dans le cas d'un marais concave soumis à une élévation du niveau d'eau R_n où $0 < R_n < d$, le rapport A_n/A_o du marais étudié est supérieur au rapport b_n/b_o du marais linéaire équivalent. Toutefois, étant donné que $b_n < b_o$, il est impossible de déterminer immédiatement si la valeur de A_n/A_o est > 1 ou < 1.

Considérons le marais à rive concave (figure 4b) en fonction des paramètres de la figure 1, soit hors de l'eau, sous l'eau et sous la surface. On voit que

$$E_o = S_o - \frac{d}{\tan \alpha}$$

$$E_n = S_o - \frac{d - R_n}{\tan \alpha}$$

et $$S_n = S_o + \frac{R_n}{\tan \beta}$$

d'où

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o} = 1 + \frac{R_n}{2S_o - \frac{d}{\tan\alpha}} \left(\frac{1}{\tan\alpha} + \frac{1}{\tan\beta} \right) \quad (11)$$

En substituant l'équation (11) dans l'équation (9), on obtient:

$$\frac{A_n}{A_o} = \left[1 + \frac{R_n}{2S_o - \frac{d}{\tan\alpha}} \left(\frac{1}{\tan\alpha} + \frac{1}{\tan\beta} \right) \right] \times \left[1 - \frac{R_n}{d} + \frac{R_n}{d} \frac{\tan\alpha}{\tan\beta} \right] \quad (12)$$

Il est clair que, pour déterminer si A_n/A_o est inférieur ou supérieur à 1, des facteurs importants seront les valeurs relatives de α, β et S_o (le rayon d'une rive concave au niveau d'eau de référence).

Considérons la dérivée première de l'équation (12) par rapport à R_n. Une valeur positive de

$$\frac{d}{dR_n} \left(\frac{A_n}{A_o} \right)$$

indiquerait un accroissement de la surface d'un marais concave dans le cas d'une élévation du niveau de l'eau, alors qu'une valeur négative de

$$\frac{d}{dR_n} \left(\frac{A_n}{A_o} \right)$$

indiquerait une diminution de la surface d'un marais concave dans le cas d'une élévation du niveau de l'eau.

$$\frac{d\left(\frac{A_n}{A_o}\right)}{dR_n} = \text{premier terme} \frac{d}{dR_n} \text{(second terme)} + \text{second terme} \frac{d}{dR_n} \text{(premier terme)}$$

$$= \left(\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o} \right) \frac{d\left(\frac{b_n}{b_o}\right)}{dR_n} + \frac{b_n}{b_o} \frac{d\left(\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}\right)}{dR_n} \quad (13)$$

$$= \left(\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o} \right) \left(-\frac{1}{d} + \frac{1}{d} \frac{\tan\alpha}{\tan\beta} \right) + \left[\left(1 - \frac{R_n}{d} \right) + \frac{R_n}{d} \frac{\tan\alpha}{\tan\beta} \right] \times \left[\left(\frac{1}{\tan\alpha} + \frac{1}{\tan\beta} \right) \cdot \frac{1}{2S_o - \frac{d}{\tan\alpha}} \right]$$

Dans le cas d'un marais concave, le terme

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

est positif, le terme

$$-\frac{1}{d} + \frac{1}{d} \frac{\tan\alpha}{\tan\beta}$$

est négatif (pour $\alpha < \beta$), le terme

$$1 - \frac{R_n}{d} + \frac{R_n}{d} \frac{\tan\alpha}{\tan\beta}$$

est positif (pour $\alpha < \beta$), et le terme

$$\left(\frac{1}{\tan\alpha} + \frac{1}{\tan\beta} \right) \cdot \frac{1}{2S_o - \frac{d}{\tan\alpha}}$$

est positif. Donc,

$$\frac{d}{dR_n} \left(\frac{A_n}{A_o} \right)$$

devient

$$\frac{d}{dR_n} \left(\frac{A_n}{A_o} \right) = (\text{terme positif} \times \text{terme négatif}) + (\text{terme positif} \times \text{terme positif})$$

$$= \text{terme négatif} + \text{terme positif}$$

Il est donc clair que

$$\frac{d}{dR_n}\left(\frac{A_n}{A_o}\right)$$

peut être soit positif ou négatif, selon les grandeurs relatives de ces deux termes. Donc, dans le cas d'une élévation persistante du niveau de l'eau ($R_n > 0$) et pour $\alpha < \beta$, un marais concave est soumis à une perte ou un gain de surface avec une régénération totale du système. En outre, ce gain ou cette perte dépend des paramètres géométriques du marais étudié, soit les paramètres S_o, R_n, d, α et β (voir l'équation (12)).

Afin d'illustrer cette dépendance de l'impact de l'élévation du niveau de l'eau sur la superficie des marais concaves, on a utilisé les équations (11) et (12) pour déterminer A_n/A_o pour de nombreuses combinaisons de S_o, α et β, avec des valeurs fixes pour R_n et d. La figure 5 montre la famille des courbes qui représentent le facteur pour un marais concave

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

(à partir de l'équation (11)), pour une valeur fixe plus élevée du niveau d'eau $R_n = 1.0$ m, une hauteur fixe de la végétation émergente d = 1.25 m et pour une pente fixe hors de l'eau $\beta = 1°$. La pente sous l'eau α peut varier entre $0.1°$ et $10°$ et le rayon S_o d'un marais concave au niveau d'eau de référence peut varier entre 30 m et 500 m. En théorie, il est clair que la valeur minimale permise de α dans chacun des marais est donnée par l'équation (11) ainsi que $\alpha > \tan^{-1}(d/2S_o)$. Cependant, en pratique, la valeur minimale de α permise dans le modèle correspond à $\alpha = \tan^{-1}(d/S_o)$, puisque d sera situé au centre de courbure. La figure 5 nous permet de constater les faits suivants :

a) Le facteur géométrique, dans le cas d'un marais concave soumis à une élévation persistante du niveau de l'eau, est supérieur à l'unité. Ceci indique qu'à la condition que l'équilibre régénérateur de la végétation soit établi, le rapport de la superficie résultante du marais concave à celle du marais concave au niveau de référence (A_n/A_o) sera supérieur au rapport équivalent (b_n/b_o) pour un marais à rive linéaire. Cependant, comme $b_n/b_o < 1.0$ dans le cas d'une élévation persistante du niveau de l'eau, les valeurs positives du facteur pour un marais concave indiquées dans l'ensemble des courbes de la figure 5 ne peuvent garantir que les valeurs de A_n/A_o seront toujours supérieures à l'unité.

b) Plus le paramètre S_o d'un marais concave au niveau d'eau de référence est petit, plus le facteur géométrique est grand. Donc, le rapport A_n/A_o est plus grand comparé au rapport correspondant b_n/b_o, c'est-à-dire que plus l'étang concave est petit, moins l'impact d'une élévation persistante du niveau d'eau est important.

c) Plus le paramètre de marais S_o est petit, plus la pente sous l'eau requise α doit être grande lorsqu'on utilise ce modèle.

d) Bien que l'intervalle des S_o représentés à la figure 5 corresponde bien à l'ensemble des marais du bassin des Grands Lacs, on peut constater à partir de la figure 5 et de l'équation (11) que la limite du facteur pour un marais concave

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

est égale à 1 lorsque S_o s'accroît. Donc, la figure 5 indique que plus le marais concave est grand (soit plus S_o est grand), plus le comportement du marais

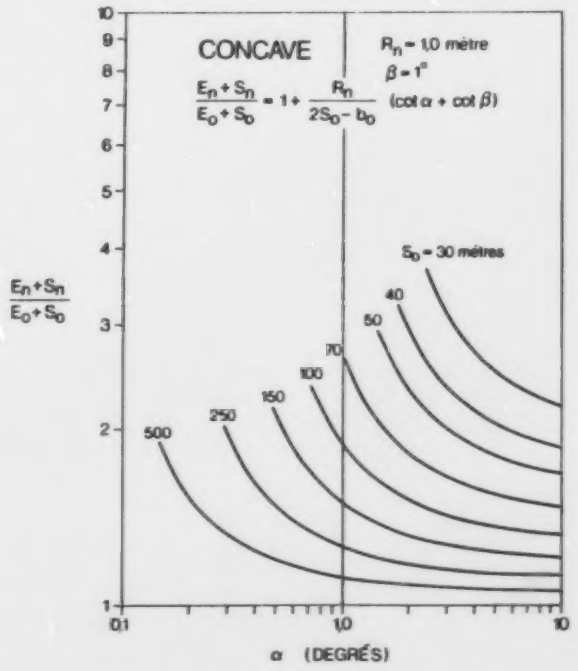


Figure 5. Relations entre le facteur de marais à rive concave $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de S_o.

ressemble à celui d'un marais linéaire et plus la pente sous l'eau α devra être petite pour que le comportement du marais s'éloigne du comportement d'un marais linéaire.

La figure 6 montre que le facteur pour un marais concave

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

dépend de la pente sous l'eau α, pour une valeur fixe de $\beta = 1^\circ$, un rayon de marais concave inondé $S_o = 250$ m, et plusieurs valeurs de R_n situées entre 0.1 et 1.25 m, cette dernière valeur étant équivalente à la profondeur maximale de l'eau d à laquelle on peut obtenir une vue synoptique de la végétation émergente. Il est clair, à partir de la figure 6, que l'éloignement maximal du comportement de marais linéaire équivalent correspond à de grandes valeurs de R_n et de faibles valeurs de α. La valeur minimale de α (comme on peut le constater à partir de l'équation (11)) est donnée, une fois de plus par $\alpha = \tan^{-1}(d/2S_o)$ et est, évidemment, indépendante de R_n.

La figure 7 permet de constater que le facteur pour un marais concave

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

dépend de α pour une valeur fixe de $R_n = 1$ m, une valeur fixe de $S_o = 250$ m et plusieurs valeurs d'angle de pente hors de l'eau situées entre 1° et 90°. La figure 7 montre que plus la valeur de α ou de β est faible, plus le marais concave s'éloigne du comportement linéaire. Le cas d'un petit marais ($S_o = 50$ m) est montré à la figure 8. L'effet de β est clairement plus prononcé dans le cas d'un petit marais que dans le cas d'un grand marais. Cependant, il faut aussi une valeur de la pente sous l'eau α beaucoup plus grande.

À ce stade, il est important d'envisager la situation dans laquelle $\beta = 90^\circ$ puisque, en fait, elle équivaut à la situation dans laquelle la distance y de la figure 1 est égale à zéro (c'est-à-dire, une rive abrupte ou l'incapacité de certaines parties de la rive à soutenir une végétation de marais à cause de roches, de graviers, de l'infertilité du sol, etc.). Donc, $\beta = 90^\circ$ représente la situation dans laquelle un équilibre végétatif ne peut être atteint. Ainsi, $\beta = 90^\circ$ définit

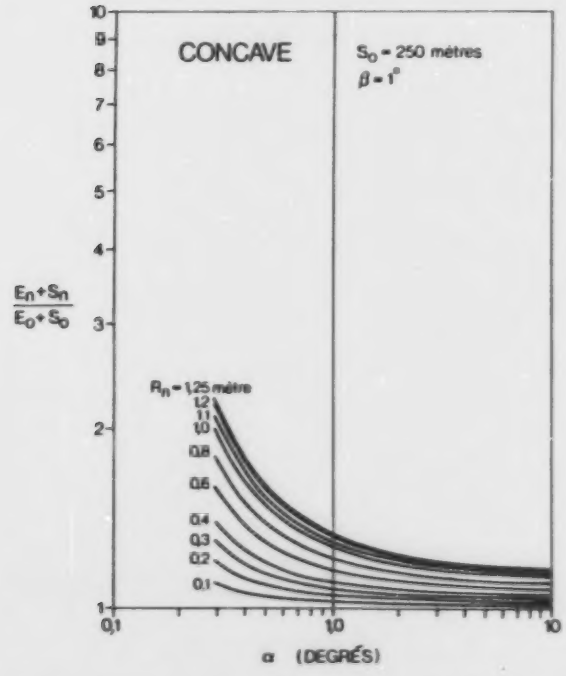


Figure 6. Relations entre le facteur de marais à rive concave $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs du niveau d'eau augmenté R_n.

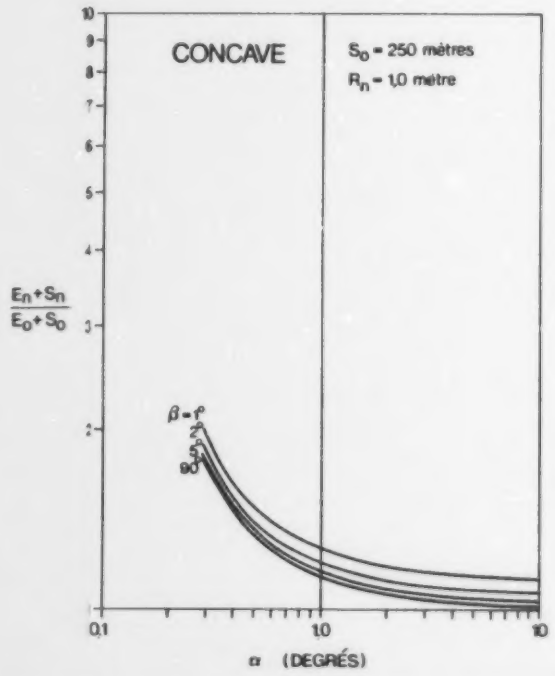


Figure 7. Relations entre le facteur de marais à rive concave $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ et la pente sous l'eau α pour différentes pentes hors de l'eau β et pour une dimension de marais initiale de 250 m.

la condition à laquelle, en théorie, le degré de régénération d'un marais riverain, lors d'une augmentation persistante du niveau d'eau, est égal à zéro (ou, en pratique, minime). De plus, comme le montrent les figures 7 et 8, les impacts maximum sur

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

vont jusqu'à $\beta \sim 5^\circ$. Au delà de cette valeur de β, l'impact de β est extrêmement réduit.

La figure 9 montre le rôle du rayon S_o du marais concave original sur le facteur

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

pour R_n = 1.0 m, un équilibre de végétation inexistant (c'est-à-dire, l'équivalent de $\beta = 90^\circ$), et pour diverses valeurs de S_o. La figure 10 considère l'ensemble correspondant de courbes pour $R_n = d = 1.25$ m. On voit que, pour $\beta = 90^\circ$, le facteur pour un marais concave est représenté par une courbe qui décroît lorsque α augmente à partir

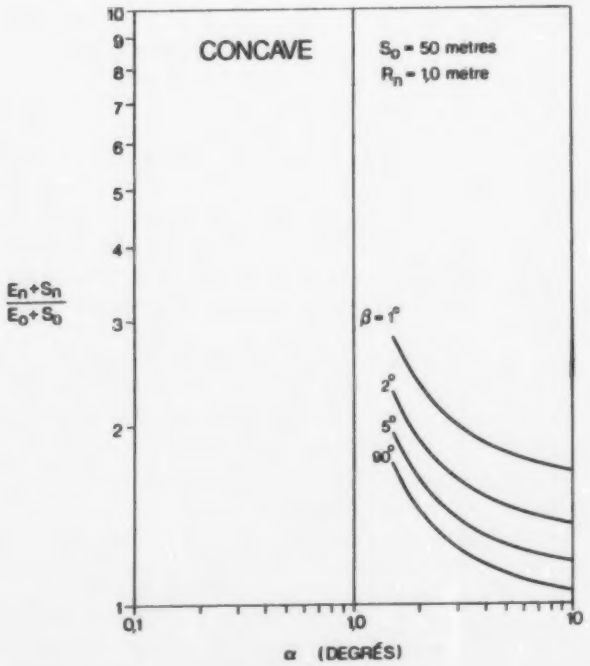


Figure 8. Relations entre le facteur de marais à rive concave $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ et la pente sous l'eau α pour différentes pentes hors de l'eau β et pour une dimension de marais initiale de 50 m.

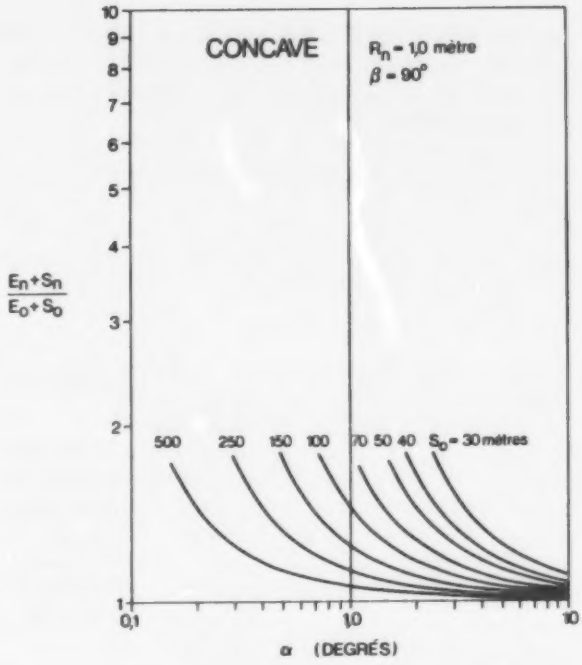


Figure 9. Relations entre le facteur de marais à rive concave $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ et la pente sous l'eau α pour différentes dimensions initiales de marais et la pente hors de l'eau $\beta = 90^\circ$ (soit un marais non régénératif) pour R_n = 1.0 m.

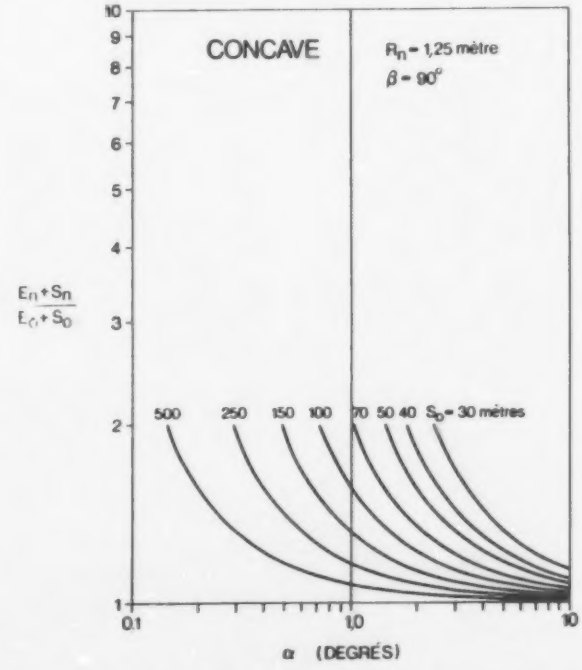


Figure 10. Relations entre le facteur de marais à rive concave $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ et la pente sous l'eau α pour différentes dimensions initiales de marais et une pente hors de l'eau $\beta = 90^\circ$ (soit un marais non régénératif) pour R_n = 1.25 m.

d'une valeur indépendante de la superficie de marais S_o jusqu'à la valeur limite de 1 (soit pour de grandes valeurs de α, $A_n/A_o = b_n/b_o$). Il est clair qu'à partir de l'équation (11), les conditions pour $\beta = 90^\circ$ et $R_n = d$ et pour une valeur quelconque de S_o, ont comme résultat une valeur maximale de facteur de 2.0.

La figure 11, de manière analogue à la figure 6, montre la relation entre le facteur pour un marais concave

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

et la pente sous l'eau α, dans le cas d'un rayon fixe de marais concave inondé $S_o = 250$ m, et d'une valeur fixe de $\beta = 90^\circ$ (qui représente le cas extrême de non régénération végétative du marais) et pour diverses valeurs de R_n. Une fois de plus, la valeur minimale de α est indépendante de R_n et on constate un éloignement maximal du comportement d'un marais à rive linéaire lorsque les valeurs de R_n sont plus grandes. L'éloignement du comportement linéaire est toutefois considérablement réduit par rapport aux éloignements correspondants lorsque les valeurs des pentes hors de l'eau β sont petites.

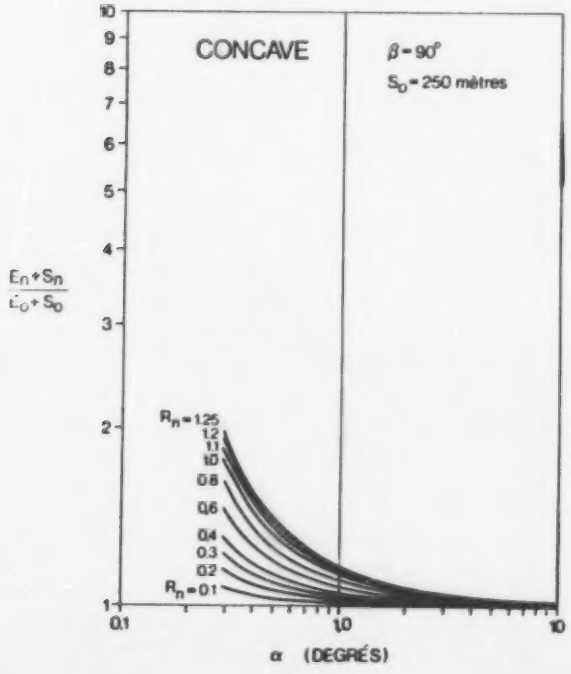


Figure 11. Relations entre le facteur de marais à rive concave $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de niveau d'eau augmenté R_n et une pente hors de l'eau $\beta = 90^\circ$ (soit un marais non régénératif).

Dans les figures 5 à 11, le facteur pour un marais concave

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

est l'ordonnée. Pour convertir cette ordonnée en rapport A_n/A_o, il faut multiplier le facteur de marais par la contrepartie b_n/b_o du marais linéaire associé au marais concave, obtenue à partir de l'équation (12). Tout en tenant compte du rapport de contrepartie de la rive linéaire b_n/b_o, la figure 12 montre la relation entre A_n/A_o et la pente sous l'eau α dans le cas d'un marais concave soumis à une élévation persistante du niveau d'eau $R_n = 1$ m au-dessus du niveau d'eau de référence, et pour une valeur fixe de la pente hors de l'eau $\beta = 1^\circ$ avec diverses valeurs de S_o (rayon de courbure du marais concave au niveau d'eau de référence). On peut rapprocher la figure 12 de la figure 5.

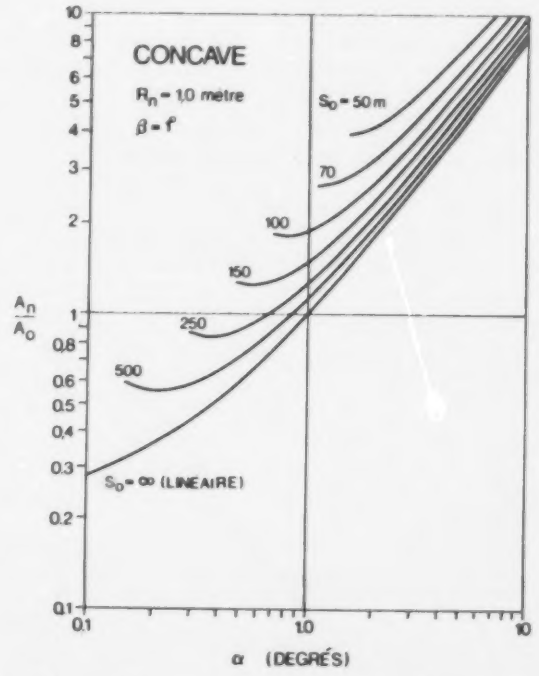


Figure 12. Relations entre A_n/A_o (le rapport de la superficie de marais à rive concave associée à la condition de niveau d'eau au-dessus du niveau de référence R_n à la superficie de marais à rive concave associée au niveau d'eau de référence) et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de S_o.

Tandis que les facteurs de multiplication de la figure 5 sont toujours supérieurs à l'unité pour toutes les valeurs de S_o et de α, les valeurs de A_n/A_o sont supérieures ou inférieures à l'unité. Les valeurs de A_n/A_o dépendent à la fois de la

grandeur de S_0 au niveau de référence et de la pente sous l'eau α. Il est clair que le cas d'un marais linéaire (représenté à la figure 12 par la courbe d'un marais concave d'un rayon infini S_0) indique, comme il fallait s'y attendre, une superficie de marais réduite après l'élévation des niveaux d'eau dans les bassins, caractérisée par $\alpha < \beta$, et une superficie de marais augmentée dans des bassins inondés sans excès et caractérisée par $\alpha > \beta$.

On voit à partir de l'équation (12) que b_n/b_0 est fonction de R_n, d, α et β mais, naturellement, indépendant de S_0. La figure 13 montre la famille de courbes qui définit le rapport de marais linéaire b_n/b_0 comme une fonction de α pour une valeur fixe $\beta = 1^\circ$ et diverses valeurs de R_n, $0 < R_n \leq d$. On voit un point charnière très apparent, à travers lequel passe chaque courbe, à l'emplacement $b_n/b_0 = 1$ et $\alpha = \beta$. Lorsque $\alpha < \beta$, des élévations de niveaux d'eau ont comme résultat des superficies de marais linéaires réduites; à l'opposé, lorsque $\alpha > \beta$, les élévations ont comme résultat des superficies de marais linéaires accrues. On obtient la figure 14 en multipliant la figure 13 par la figure 6 pour une valeur fixe $S_0 = 250$ m. Le point charnière de la figure 14 a clairement lieu avec une pente sous l'eau $\alpha < \beta$. La figure 13 pour les marais à rive linéaire et la figure 14 pour les marais à rive concave indiquent que l'impact sur la superficie du marais s'accroît lorsque R_n croît jusqu'à une valeur maximale de d. L'impact accru avec R_n a lieu des deux côtés du point charnière, c'est-à-dire, pour des valeurs α assez petites pour être associées à une réduction de la superficie de marais et pour des valeurs α assez grandes pour être associées à une augmentation de la superficie de marais. Cependant, les impacts sont beaucoup plus importants avec les réductions de superficie de marais linéaire qu'avec les réductions de superficie de marais concave. Pour des valeurs de α plus grandes (qui correspondent à des augmentations de la superficie de marais), l'impact d'un R_n croissant est comparable (à des valeurs fixes de β) tant pour le marais linéaire que pour le marais concave. La figure 15 montre l'effet des valeurs variables β sur la superficie des marais concaves soumis à des élévations persistantes du niveau de l'eau. On prend des valeurs fixes de $S_0 = 250$ m et $R_n = 1.0$ m et pour $1^\circ \leq \beta \leq 90^\circ$, on montre une famille de courbes décrivant A_n/A_0 comme une fonction de α. Comme il fallait s'y attendre, on voit que dans la gamme des valeurs de α $0.1^\circ \leq \alpha \leq 10^\circ$, seules les valeurs de $\beta < 10^\circ$ ont comme résultat des situations dans lesquelles la superficie de marais est augmentée. Il est aussi évident que la valeur de α au-delà de laquelle la superficie de marais concave s'accroît (soit $A_n/A_0 > 1$) se trouve à une valeur quelconque $\alpha < \beta$. On peut comparer ce cas à la condition correspondante des marais à rive linéaire (figure 16) dans laquelle cette transition d'une réduction

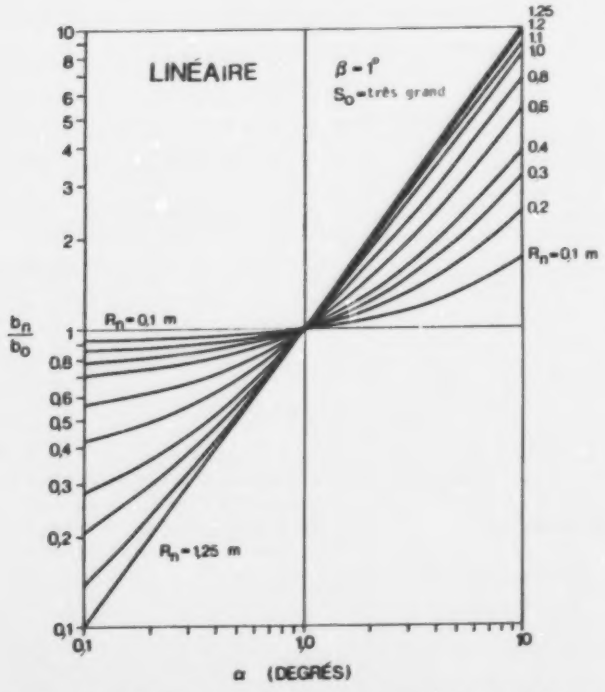


Figure 13. Relations entre le rapport de marais linéaire b_n/b_0 et la pente sous l'eau α pour différents niveaux d'eau augmentés R_n.

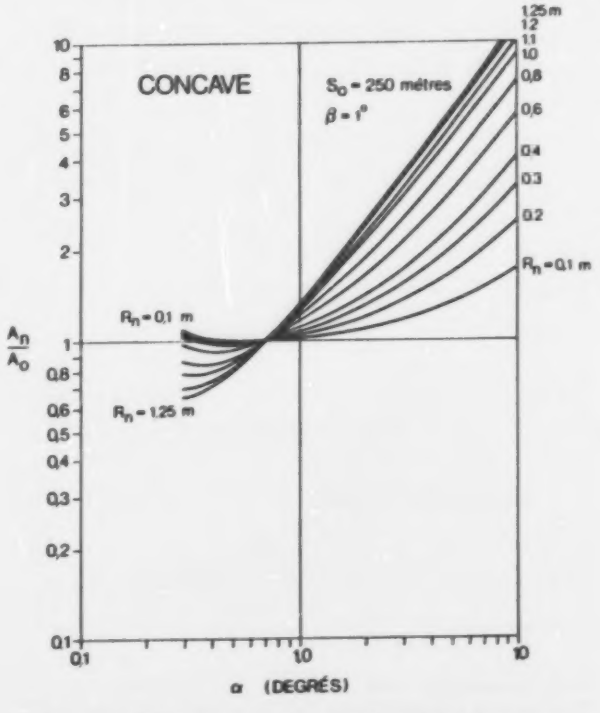


Figure 14. Relations entre A_n/A_0 pour des marais à rive concave et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de R_n.

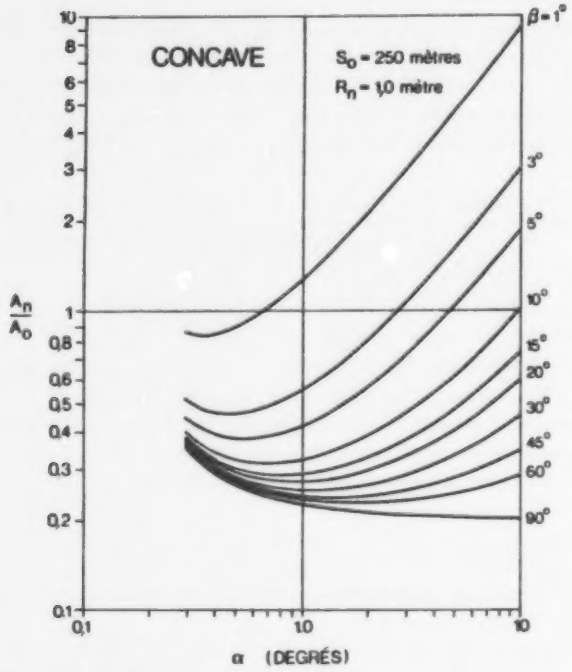


Figure 15. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive concave et la pente sous l'eau α pour différentes pentes hors de l'eau β.

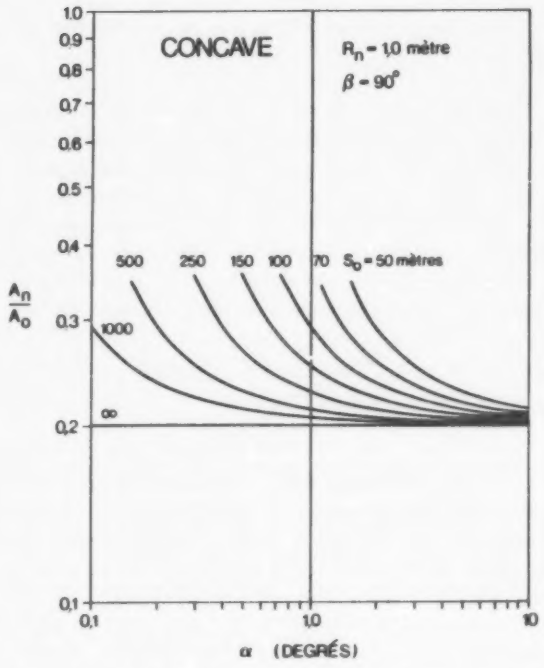


Figure 17. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive concave et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de S_o et une pente hors de l'eau β = 90° (soit un marais non régénératif).

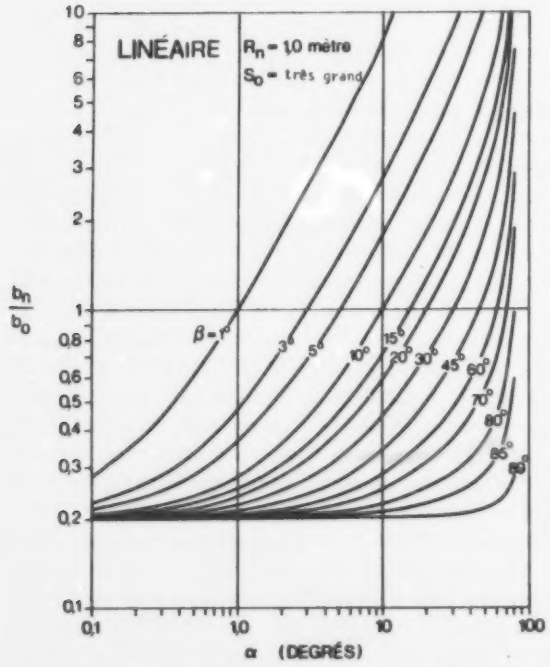


Figure 16. Relations entre b_n/b_o pour des marais à rive linéaire et la pente sous l'eau α pour différentes pentes hors de l'eau β.

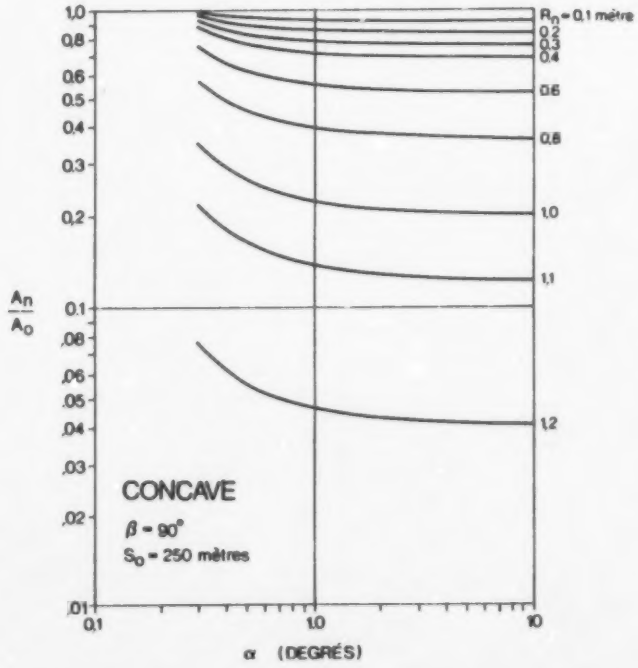


Figure 18. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive concave et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de R_n et une pente hors de l'eau β = 90° (soit un marais non régénératif).

de la superficie à une augmentation de la superficie se produit lorsque $\alpha = \beta$.

Dans les figures 12 à 16, on a supposé que les conditions d'établissement immédiat de l'équilibre végétal étaient idéales. On représente par $\beta = 90^\circ$ la condition pour laquelle un tel équilibre n'est pas atteint. La figure 17 montre un rapport A_n/A_o pour un marais linéaire concave dans lequel $\beta = 90^\circ$ et $R_n = 1.0$ m avec diverses valeurs de S_o. Lorsque $S_o \to \infty$, la courbure de marais linéaire devient une droite horizontale indépendante de α et égale à la limite de A_n/A_o d'un marais concave ayant une valeur quelconque S_o lorsque $\alpha \to 90^\circ$. Pour les paramètres de la figure 17, cette valeur limite de A_n/A_o, telle qu'on la voit dans l'équation (12), est $1 - R_n/d = 0.2$.

La figure 18 montre cette situation de non-équilibre ($\beta = 90^\circ$) du marais concave et la réponse de A_n/A_o en fonction de α avec diverses valeurs de R_n (S_o étant fixée à 250 m). Il est clair qu'une telle situation ne peut avoir comme résultat qu'une diminution de la superficie de marais avec une augmentation du niveau d'eau persistant. À des fins de comparaison, la figure 19 montre la situation de non-équilibre d'un marais à rive linéaire (très grande valeur de S_o); une fois de plus, le comportement presque linéaire des marais concaves (figure 18) à de grandes valeurs de α est très évident. L'éloignement du comportement presque linéaire s'accroît de façon intensive lorsque la valeur de α tombe sous 1° ou 2°.

Tandis que, pour $R_n > 0$, le facteur géométrique

$$\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}$$

d'un marais à rive concave est toujours > 1, ce même facteur pour un marais à rive convexe est toujours < 1. Ce facteur exprimé en fonction de S_o, R_n, b_o, α et β s'écrit maintenant :

$$\left(\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}\right)_{\text{concave}} = 1 + \frac{R_n}{2S_o - b_o} \quad (\cot\alpha + \cot\beta) \qquad (11a)$$

$$\left(\frac{E_n + S_n}{E_o + S_o}\right)_{\text{convexe}} = 1 - \frac{R_n}{2S_o + b_o} \quad (\cot\alpha + \cot\beta) \qquad (11b)$$

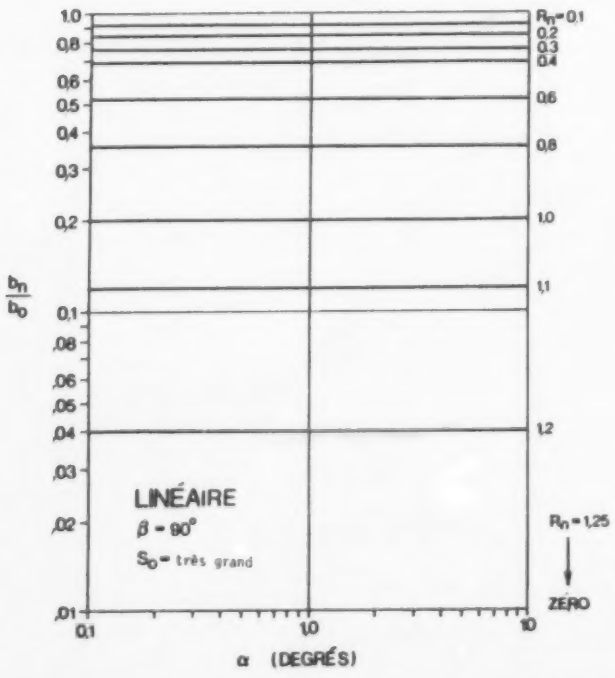


Figure 19. Relations entre b_n/b_o pour des marais à rive linéaire et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de R_n et une pente hors de l'eau $\beta = 90^\circ$ (soit un marais non régénératif).

La figure 20 montre le facteur pour un marais à rive convexe (< 1), pour une valeur fixe de $R_n = 1$ m et une valeur fixe de $\beta = 1^\circ$ décrite comme étant une fonction de α pour une famille de valeurs de S_o Il est clair que chaque valeur de S_o a son propre facteur géométrique associé qui est presque indépendant de α pour tous les marais à l'exception du plus petit et du plus grand. Lorsque les facteurs géométriques de la figure 20 sont multipliés par les rapports correspondants b_n/b_o pour une valeur fixe de $R_n = 1$ m et $\beta = 1^\circ$, on obtient la famille de courbes représentées à la figure 21. À des fins de comparaison, on montre également le marais à rive linéaire (grande valeur de S_o). La figure 21 montre les constatations suivantes : les valeurs A_n/A_o d'un marais à rive convexe sont toujours inférieures aux valeurs b_n/b_o d'un marais à rive linéaire; plus le marais convexe est grand, plus il ressemble à un marais à rive linéaire; la superficie du marais convexe est augmentée ou réduite après une élévation persistante du niveau d'eau suivie d'un équilibre de la végétation. Comme on l'a vu précédemment, la transition entre la réduction de superficie et l'expansion de superficie se produit lorsque $\alpha = \beta$ dans le cas des marais à rive linéaire. Cependant, une telle transition se produit aussi lorsque $\alpha > \beta$ dans le cas des marais à rive convexe (soit le contraire de la situation dans laquelle la transition, dans le cas des marais à rive concave, se produit lorsque $\alpha < \beta$). La figure 22 montre le cas extrême dans lequel aucun équilibre végétal n'est atteint ($\beta = 90^\circ$) pour un marais à rive convexe, là encore pour $R_n = 1$ m. La situation

de marais linéaire (encore une fois, figures 17 et 19) est représentée par une valeur fixe

$$\frac{A_n}{A_o} = \frac{b_n}{b_o} = 0.2$$

la famille des courbes qui représentent les divers marais convexes se trouvant au-dessous de cette valeur linéaire.

La figure 23 (comparaison directe avec sa contrepartie de rive concave à la figure 14) indique la famille des courbes qui représentent A_n/A_o, ce rapport étant une fonction de α dans le cas des marais à rive convexe pour une valeur fixe de S_o = 250 m, une valeur fixe $\beta = 1^\circ$ et plusieurs niveaux d'eau persistants R_n au-dessus du niveau d'eau de référence où $0 < R_n \leq d$. La similitude entre la figure 23 et la figure 14 est très apparente, la différence principale étant que le point charnière auquel $A_n = A_o$, dans le cas des marais à rive concave, se produit à une valeur de $\alpha < \beta$ (figure 14), tandis que le point charnière auquel $A_n = A_o$ dans le cas des marais à rive convexe se produit à une valeur de $\alpha > \beta$ (figure 23). Le point charnière auquel $A_n = A_o$ dans le cas des marais de rive linéaire se produit évidemment lorsque $\alpha = \beta$ (figure 13).

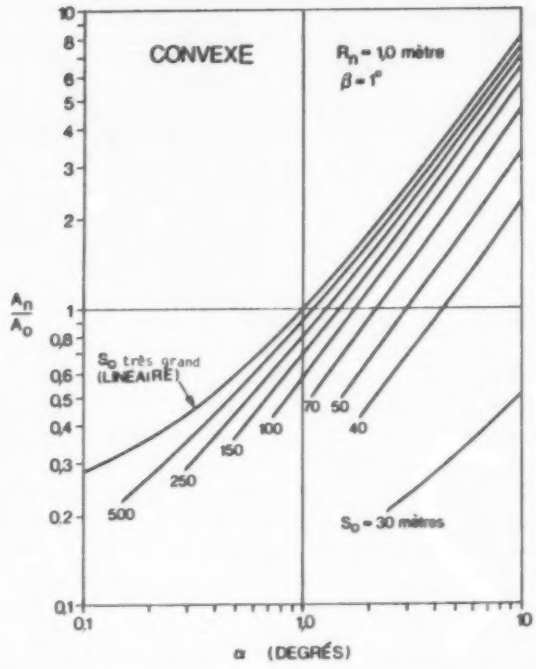


Figure 21. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive convexe et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de S_o.

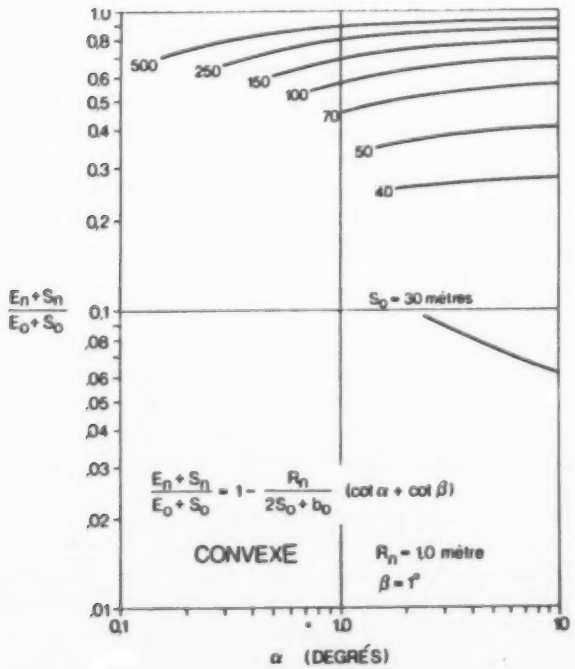


Figure 20. Relations entre le facteur de marais à rive convexe $(E_n + S_n)/(E_o + S_o)$ et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de S_o.

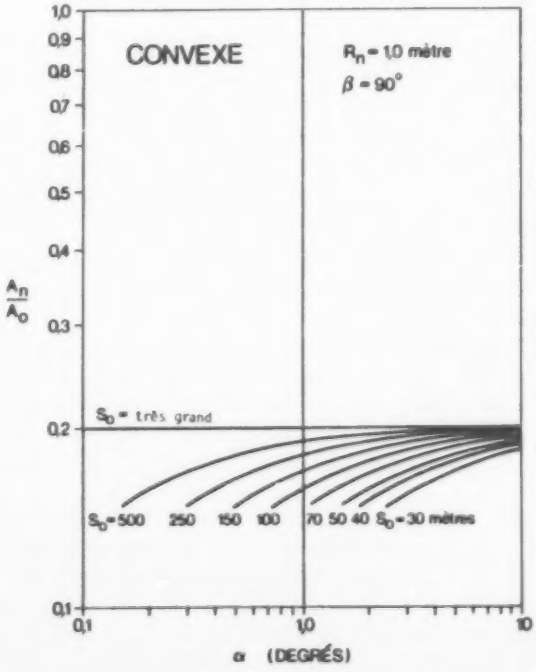


Figure 22. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive convexe et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de S_o et une pente hors de l'eau β de 90° (soit un marais non régénératif).

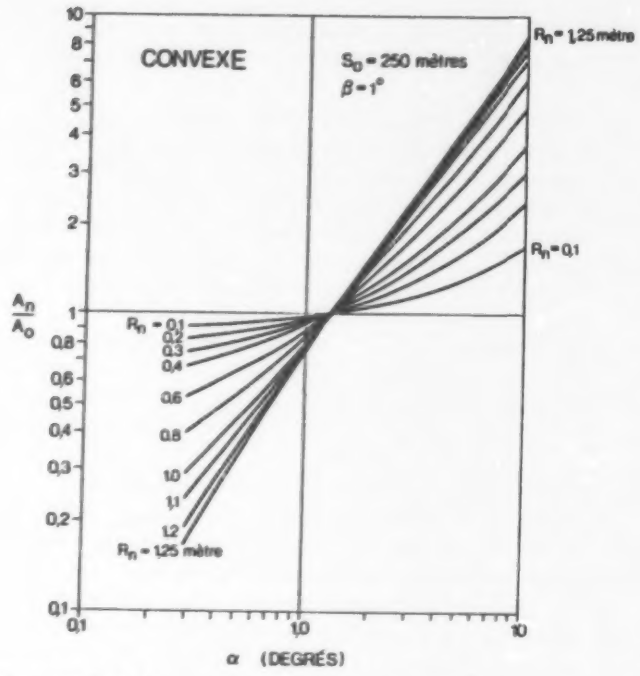


Figure 23. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive convexe et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de R_n.

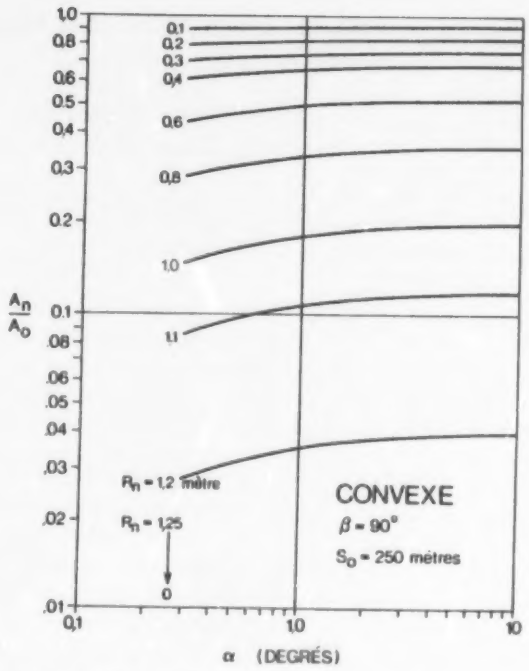


Figure 24. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive convexe et la pente sous l'eau α pour différentes valeurs de R_n et une pente hors de l'eau $\beta = 90°$ (soit un marais non régénératif).

La figure 24 (comparable à sa contrepartie de rive concave de la figure 18), représente la situation de non-équilibre ($\beta = 90°$) dans un marais convexe lorsque S_o = 250 m et que les valeurs variables de R_n sont celles de la figure 23. Pour des grandes valeur de α, les deux types de marais, à rive concave et à rive convexe, s'approchent du comportement linéaire (figure 19). À des valeurs moindres de α, l'éloignement du comportement linéaire est plus prononcé lorsque α décroît; le marais concave (figure 18) s'agrandit au-dessus de la valeur linéaire et le marais convexe (figure 24) diminue au-dessous de la valeur linéaire. Cependant, dans le cas d'incapacité totale à atteindre un équilibre de végétation (c'est-à-dire, le cas défini par $\beta = 90°$), la superficie des trois types de marais (linéaire, concave et convexe) est réduite lorsque les élévations de niveaux d'eau sont prolongées.

Modèle géométrique de marais: rives elliptiques

La figure 25a représente un cas général de marais à rive elliptique qui pourrait caractériser la nature convexe de certaines îles et pointes de terre. L'ellipse se définit par ses axes de longueur u et de longueur v. Les paramètres de marais (s'accordant avec les paramètres de distance E et S du cas de rive convexe de la figure 4 en relation avec ces axes) sont pris comme étant E_u, S_u, E_v et S_v, respectivement. Pour les deux niveaux d'eau distincts R_n (au-dessus du niveau d'eau de référence) et R_o (niveau d'eau de référence), les huit paramètres géométriques de marais deviennent E_{ou}, E_{nu}, S_{ou}, S_{nu}, E_{ov}, E_{nv}, S_{ov} et S_{nv}.

Dans le cas d'un marais parfaitement elliptique convexe (par exemple, une île allongée), A_n/A_o peut s'évaluer de façon approximative comme suit :

$$\frac{A_n}{A_o} = \frac{\pi E_{nu}\, E_{nv} - \pi S_{nu}\, S_{nv}}{\pi E_{ou}\, E_{ov} - \pi S_{ou}\, S_{ov}} \qquad (14)$$

$$= \frac{(E_{nu} + S_{nu})\frac{b_{nv}}{b_{ou}} + (E_{nv} + S_{nv})\frac{b_{nu}}{b_{ou}}}{E_{ov} + S_{ov} + (E_{ou} + S_{ou})\frac{b_{ov}}{b_{ou}}}$$

où b_{nv}/b_{ou} représente le rapport entre la nouvelle distance linéaire du marais ($E_{nv} - S_{nv}$) le long de l'axe v au niveau de l'eau R_n, et la distance linéaire initiale du marais ($E_{ou} - S_{ou}$) le long de l'axe u au niveau de l'eau R_o; b_{nu}/b_{ou} représente le rapport entre la nouvelle distance linéaire du marais ($E_{nu} - S_{nu}$) le long de l'axe u au niveau de l'eau R_n, et la distance linéaire initiale du marais ($E_{ou} - S_{ou}$) le long de l'axe u au niveau d'eau de référence; b_{ov}/b_{ou} représente le rapport entre la distance linéaire initiale du marais ($E_{ov} - S_{ov}$) le long de l'axe v, et la distance linéaire initiale du marais ($E_{ou} - S_{ou}$) le long de l'axe u.

L'obtention d'une rive linéaire équivalente pour une configuration elliptique pose certains problèmes, étant donné qu'à chaque dimension de marais entre u et v correspond un ensemble particulier (α, β). En conséquence, chaque point sur la circonférence de l'ellipse est défini par une paire de pentes distinctes, et ainsi, tout un spectre de valeurs b_n apparaît. C'est cette variation des pentes qui rend nécessaire les rapports croisés de l'équation (14). On part du principe que l'angle α est une constante (c'est-à-dire que la pente sous l'eau demeure invariable le long de la rive elliptique) et que β varie de façon à s'adapter physiquement à la superficie du marais, de sorte qu'on peut considérer que les valeurs de b_n/b_o varient d'une valeur minimale b_{nv}/b_{ov} le long de l'axe v à une valeur maximale b_{nu}/b_{ou} le long de l'axe u.

De façon semblable, les caractéristiques générales de rives elliptiques applicables à la nature concave de certaines baies et anses (figure 25b) pourraient également être exprimées par l'équation principale (14). Une réserve semblable concernant l'usage de cette équation pour les rives elliptiques convexes et concaves s'applique comme à l'usage de l'équation (9) pour les marais à rives convexes et concaves. Pour les rives convexes, $E_n < E_o$ et $S_n < S_o$ pour les deux axes u et v, et pour les rives concaves, $E_n > E_o$ et $S_n > S_o$ pour les deux axes également.

Pour illustrer graphiquement les rôles de α, β, R_n et de l'ellipticité sur les effets de fluctuations persistantes du niveau de l'eau sur les marais à rives elliptiques convexes ou concaves, il est pratique de développer l'équation (14) en fonction des paramètres géométriques de la figure 25c. On y voit décrite une ellipse aux axes u et v avec un facteur d'ellipticité γ défini par le rapport v/u. Étant donné que u peut être > v, < v ou = v (c'est-à-dire que u peut être l'axe majeur ou l'axe mineur), γ peut être < 1, > 1 ou = 1, respectivement. Même si chaque point de la circonférence de l'ellipse se définit par un ensemble indépendant (α, β), il suffit de considérérer deux ensembles d'entrée (α, β), à savoir α_u et β_u associés à l'axe u et α_v et β_v associés à l'axe v. Pour produire des familles de courbes qui puissent être comparées aux familles de courbes déjà produites pour les marais à rives linéaires, concaves et convexes, les valeurs A_n/A_o pour les marais à rives elliptiques, convexes et concaves, seront calculées et représentées comme une fonction

a

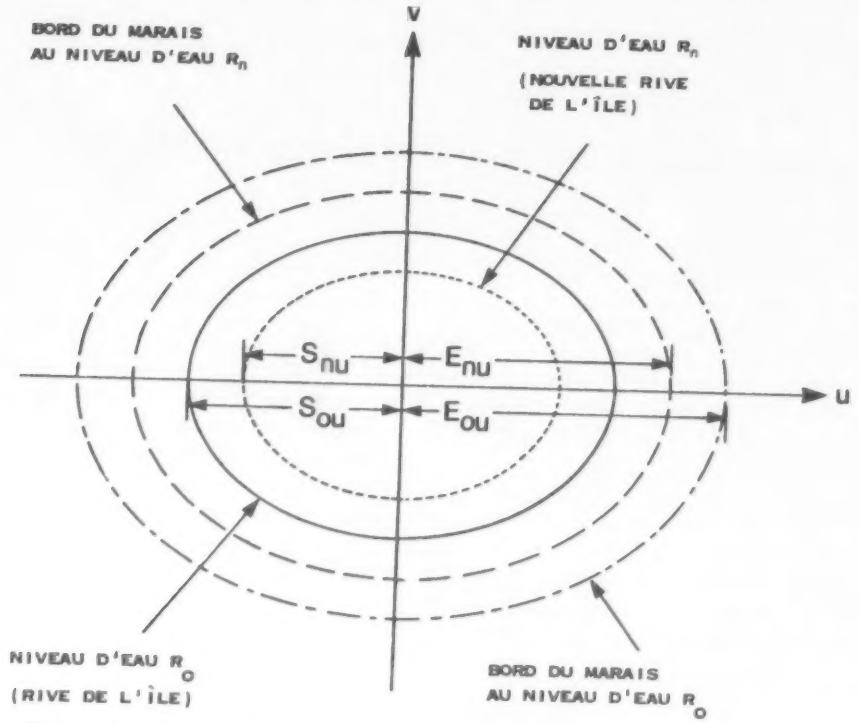


Figure 25a. Condition générale de marais à rive elliptique caractérisant la nature convexe des îles et des pointes de terre.

b

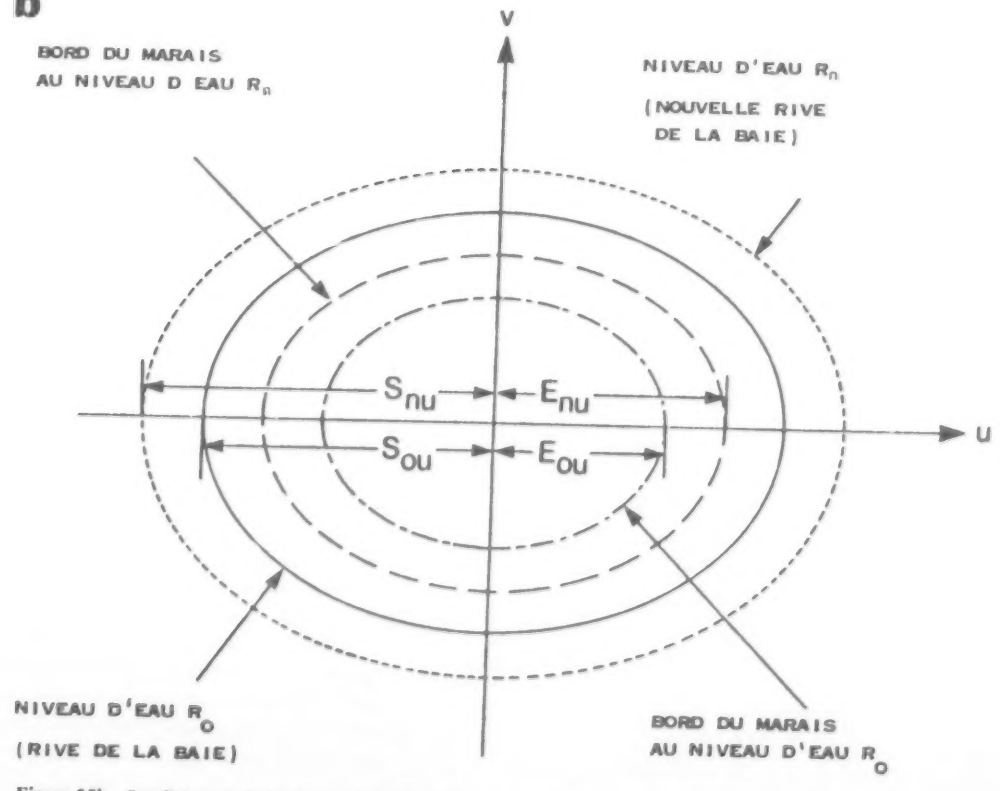


Figure 25b. Condition générale de marais à rive elliptique caractérisant la nature concave des baies et des anses.

c

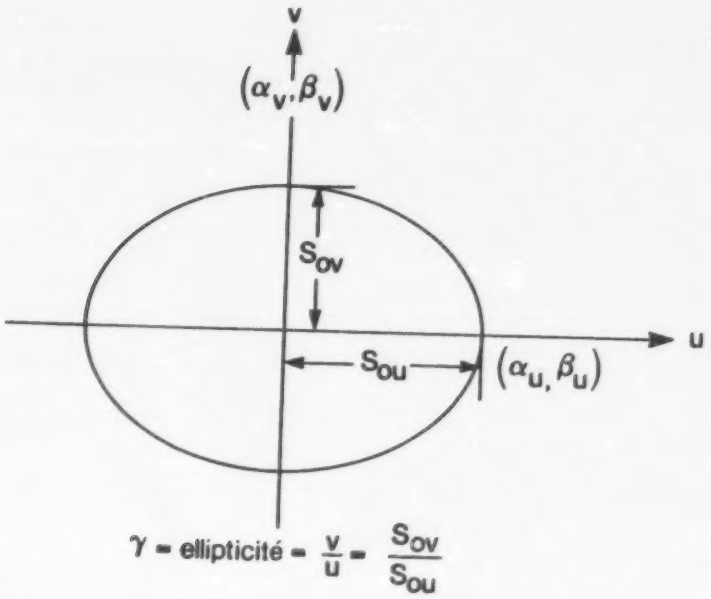


Figure 25c. Paramètres géométriques des marais à rive elliptique.

d

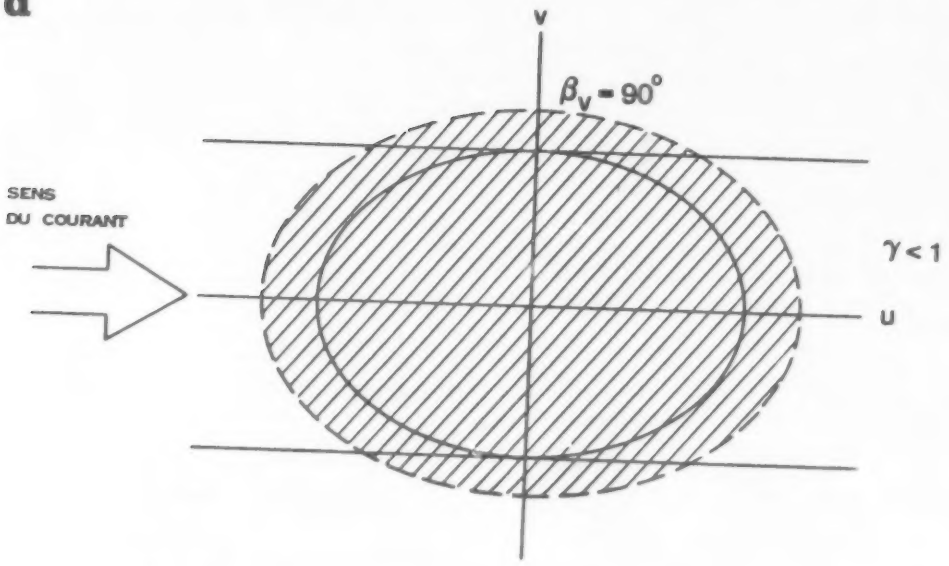


Figure 25d. Configuration de marais à rive elliptique aux embouchures ou anses des rivières.

de α_u, à savoir la pente sous l'eau associée à l'axe u de la configuration elliptique de la figure 25c. En compatibilité avec cette façon de représenter ces corrélations, on a (b_n/b_o) le long de l'axe u comme équivalent du marais à rive linéaire, c'est-à-dire que l'équivalent linéaire (b_n/b_o) est pris comme étant (b_{nu}/b_{ou}). Ceci se reflète ci-dessous dans les équations A_n/A_o pour les marais à rives elliptiques convexes et concaves.

Convexe

$$\frac{A_n}{A_o} = \left[\frac{b_{nv} + (S_{ov} - R_n \cot \beta_v) + (S_{ou} - R_n \cot \beta_u)\left(\frac{b_{nv}}{b_{nu}}\right)}{b_{ov} + S_{ov} + S_{ou}\left(\frac{b_{ov}}{b_{ou}}\right)} \right] \times \left(\frac{b_{nu}}{b_{ou}}\right) \quad (15)$$

Concave

$$\frac{A_n}{A_o} = \left[\frac{-b_{nv} + (S_{ov} + R_n \cot \beta_v) + (S_{ou} + R_n \cot \beta_u)\left(\frac{b_{nv}}{b_{nu}}\right)}{-b_{ov} + S_{ov} + S_{ou}\left(\frac{b_{ov}}{b_{ou}}\right)} \right] \times \left(\frac{b_{nu}}{b_{ou}}\right) \quad (16)$$

dans lesquelles les termes ont déjà été définis.

Par analogie avec les équations (8) et (9), les portions des équations (15) et (16) situées entre crochets représentent les facteurs pour des marais elliptiques convexes et concaves, lesquels facteurs, lorsque divisés en rapports (A_n/A_o) mesurés pour des marais elliptiques sujets à des changements persistants de niveau d'eau, donneront des rapports de marais linéaires apparentés (b_n/b_o) le long de l'axe u.

La figure 26 représente la famille de courbes de (A_n/A_o) comme une fonction de α_u pour un marais elliptique concave avec $\alpha_v = 1^\circ$ fixe, $\beta_u = 2^\circ$ fixe, $\beta_v = 2^\circ$ fixe, et une augmentation persistante du niveau d'eau $R_n = 1$ m fixe. Le facteur elliptique $\gamma = (v/u)$ est fixé à 0.5 et S_{ou} est censé varier entre 150 m et ∞, soit l'infini. Les figures 27 et 28 montrent la famille de courbes comparables pour $\gamma = 1$ (c'est-à-dire un marais concave circulaire) et $\gamma = 10$, respectivement. Les figures 26, 27 et 28 montrent les conditions dans lesquelles un équilibre végétatif maximal peut facilement être atteint.

Les figures 29, 30 et 31 montrent les familles de courbes A_n/A_o en fonction de α_u pour les valeurs fixes de $\alpha_v = 1^\circ$, $\beta_u = 2^\circ$, $\beta_v = 90^\circ$ (c'est-à-dire des rives rocheuses ou escarpées perpendiculaires à l'axe v) et $R_n = 1$ m pour $\gamma = 0.5$, $\gamma = 1$ et $\gamma = 10$, respectivement. Il est évident que

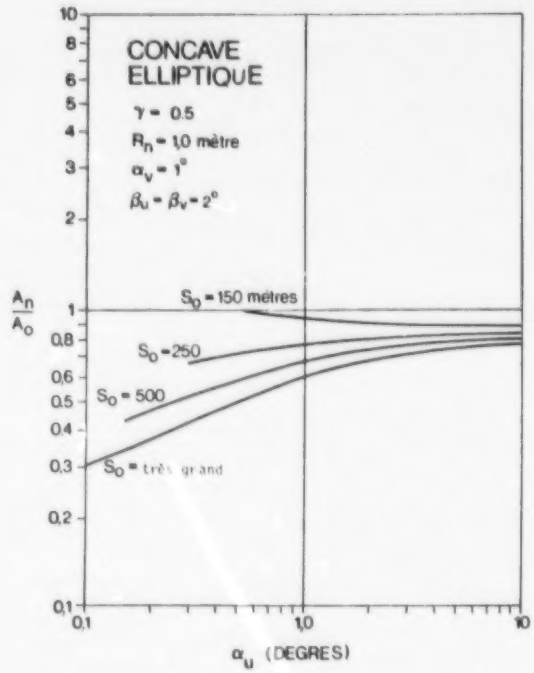


Figure 26. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 0.5$ pour différentes valeurs de S_o.

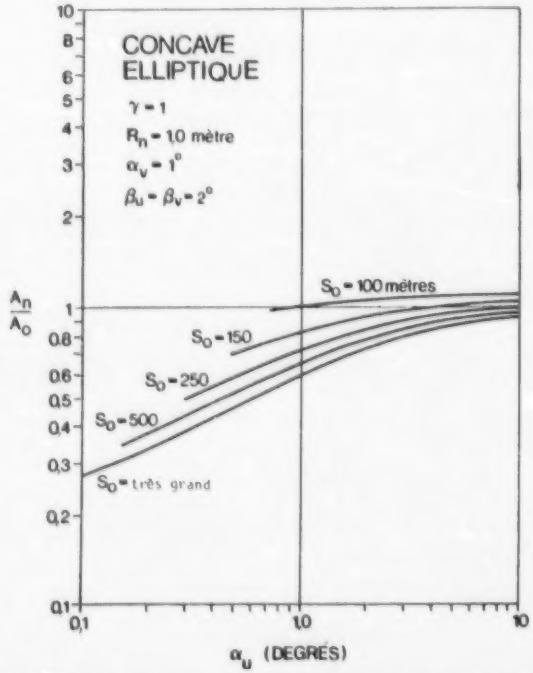


Figure 27. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 1.0$ pour différentes valeurs de S_o.

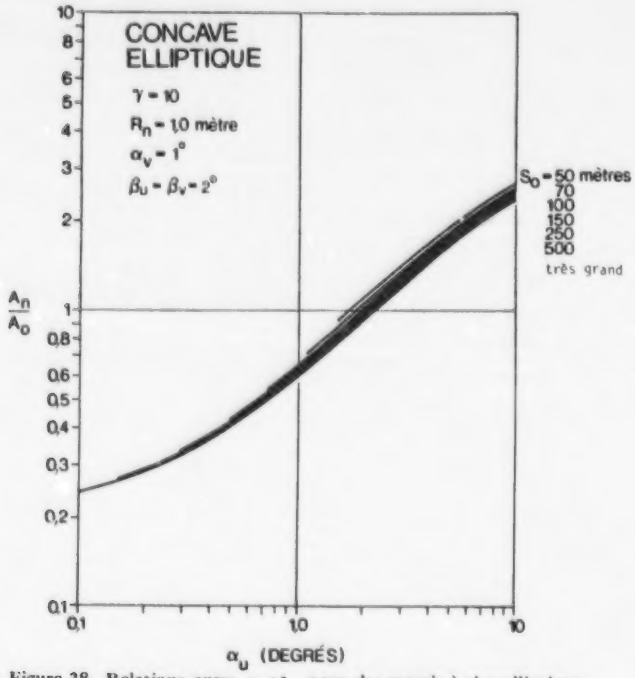


Figure 28. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité γ = 10 pour différentes valeurs de S_o.

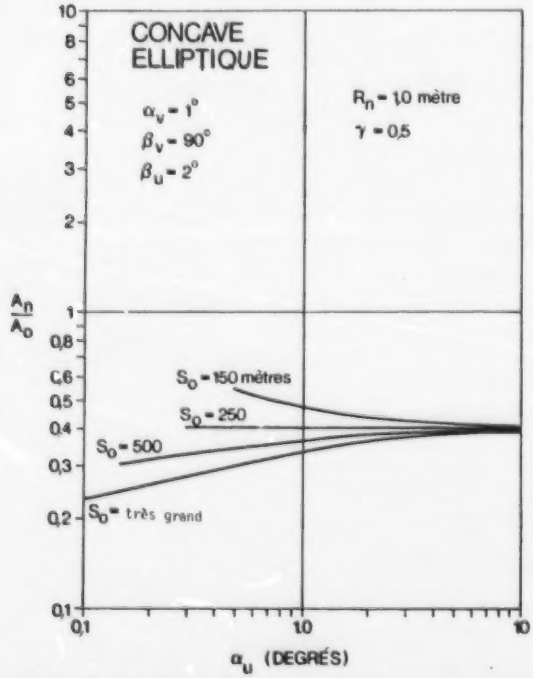


Figure 29. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité γ = 0.5 pour différentes valeurs de S_o et β_v = 90° (soit un marais partiellement non régénératif).

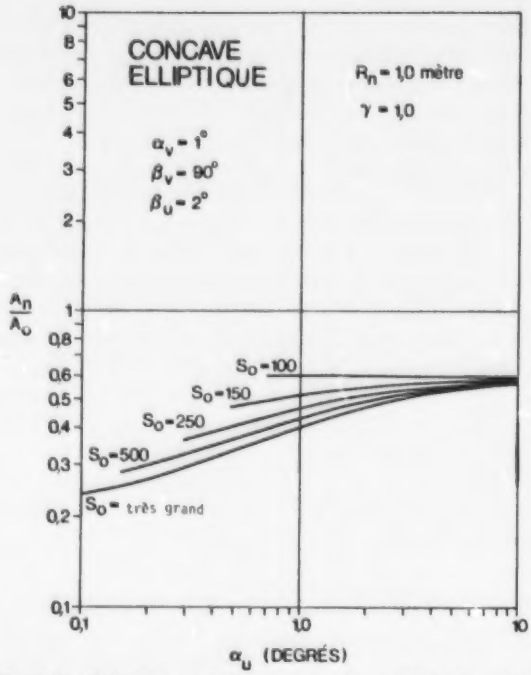


Figure 30. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité γ = 1.0 pour différentes valeurs de S_o et β_v = 90° (soit un marais partiellement non régénératif).

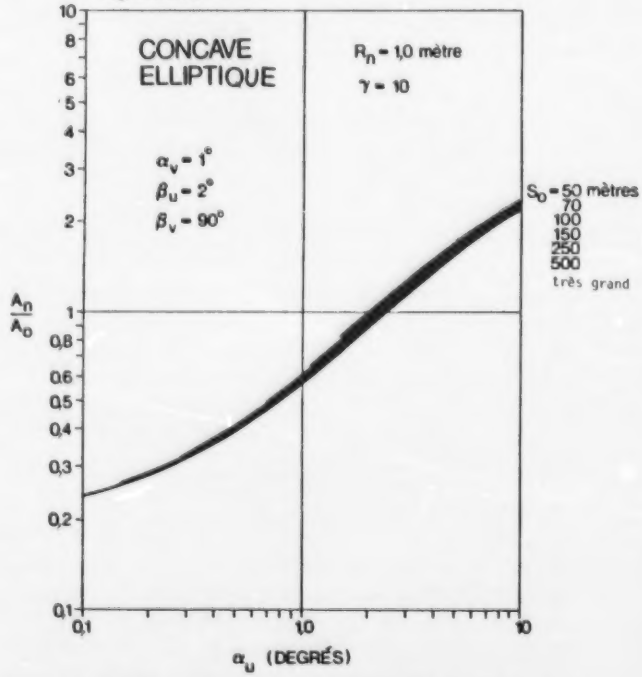


Figure 31. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité γ = 10 pour différentes valeurs de S_o et β_v = 90° (soit un marais partiellement non régénératif).

de telles contraintes sur la régénération végétative se rencontrent dans des zones marécageuses beaucoup plus petites que celles auxquelles on pourrait s'attendre dans des conditions favorisant l'équilibre végétatif (figures 26, 27 et 28). Cependant, plus le facteur d'ellipticité γ dans les cas de $\beta_v = 90^\circ$ est élevé, plus les familles de courbes se rapprochent du cas de végétation régénérative (figures 28 et 31). Ceci est une conséquence directe de l'impact considérablement réduit de β_v sur la superficie totale de l'ellipse pour des valeurs élevées de γ. Cependant, une telle situation de γ élevé en conjonction avec $\beta_v = 90^\circ$ ne se rencontre que rarement dans les études sur les milieux humides. Beaucoup plus souvent, on a affaire à une situation où $\beta_v = 90^\circ$ et où γ est très < 1, comme dans la figure 25d. Ceci correspond à la position des marais situés dans des vallons encaissés ou à l'embouchure de rivières et présentant des configurations soit elliptiques concaves, soit semi-elliptiques concaves entourés de hautes falaises orientées physiquement à peu près parallèlement au cours d'eau.

L'effet d'une variation de β_u pour une région marécageuse elliptique concave capable de maintenir un équilibre végétatif est montré aux figures 32, 33 et 34. On y décrit les familles de courbes A_n/A_o en fonction de α_u pour $\alpha_v = 1^\circ$, $\beta_v = 2^\circ$, $S_{ou} = 250$ m et $R_n = 1$ m, pour $\gamma = 0.5$, $\gamma = 1.0$ et $\gamma = 10$, respectivement. Les valeurs de β_u passent de 1° à 90°. Il apparaît clairement que pour chaque valeur d'ellipticité, une augmentation de β_u a pour effet d'abaisser les valeurs de A_n/A_o.

Les situations correspondantes résultant de la variation de β_u pour un marais elliptique concave ne pouvant maintenir un équilibre végétatif le long de l'axe v (soit $\beta_v = 90^\circ$) sont représentées aux figures 35, 36 et 37, qui se rapportent à $\gamma = 0.5$, $\gamma = 1$ et $\gamma = 10$, respectivement, les autres paramètres demeurant identiques à ceux utilisés pour produire les figures 32, 33 et 34. Encore une fois, l'effet d'une restriction de la régénération végétative a pour résultat des réductions de A_n/A_o par rapport à ce à quoi on se serait attendu en l'absence de telles restrictions régénératives, l'éloignement de telles valeurs sans entraves A_n/A_o devenant beaucoup moins important à mesure que γ augmente (figures 34 et 37).

De façon semblable, les figures 38, 39 et 40 montrent les familles de courbes obtenues en variant la valeur de l'augmentation persistante du niveau d'eau R_n dans une région marécageuse totalement régénérative telle que définie par les valeurs fixes de $\alpha_v = 1^\circ$, $\beta_v = 2^\circ$, $\beta_u = 2^\circ$ et $S_{ou} = 250$ m. Les figures montrent des γ de 0.5, 1.0 et 10 respectivement. Des situations comparables dans le cas de restriction de la régénération végétative (soit $\beta_v = 90^\circ$) sont décrites aux figures 41, 42 et 43.

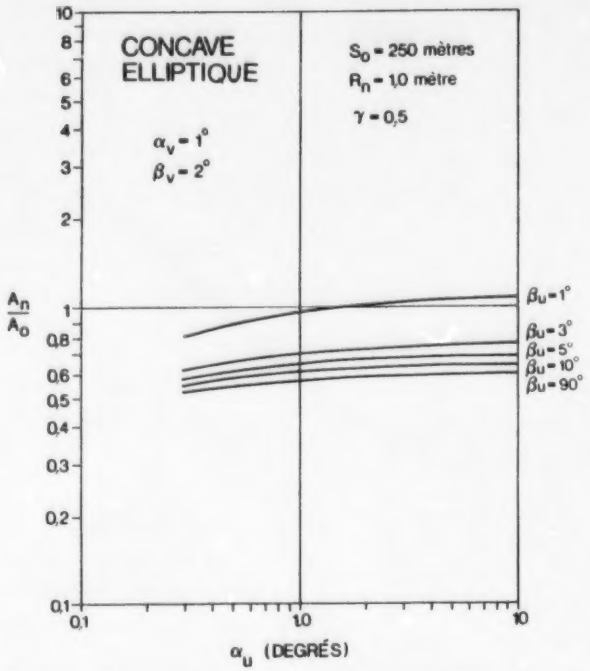


Figure 32. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 0.5$ pour différentes valeurs de β_u.

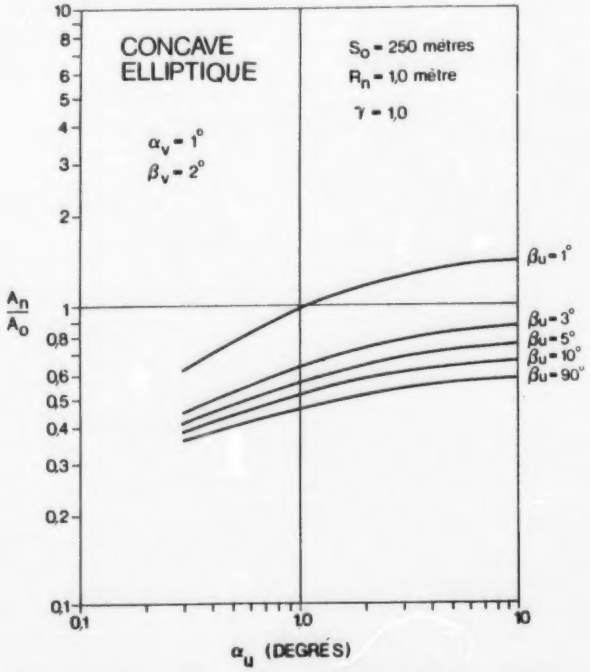


Figure 33. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité $\gamma = 1.0$ pour différentes valeurs de β_u.

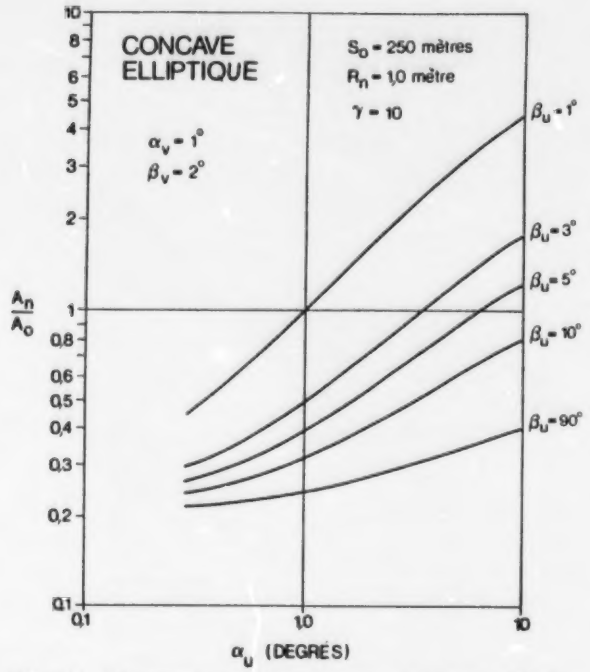


Figure 34. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité γ = 10 pour différentes valeurs de β_u.

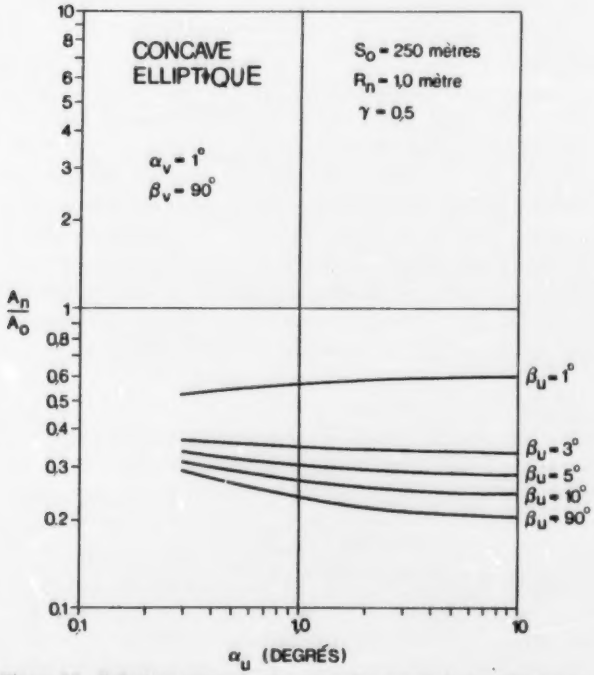


Figure 35. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité γ = 0.5 pour différentes valeurs de β_u et β_v = 90° (soit un marais partiellement non régénératif).

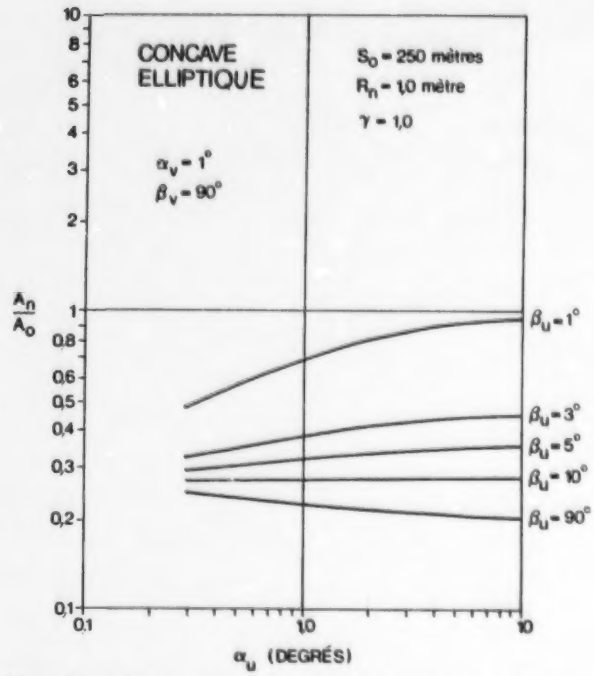


Figure 36. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité γ = 1.0 pour différentes valeurs de β_u et β_v = 90° (soit un marais partiellement non régénératif).

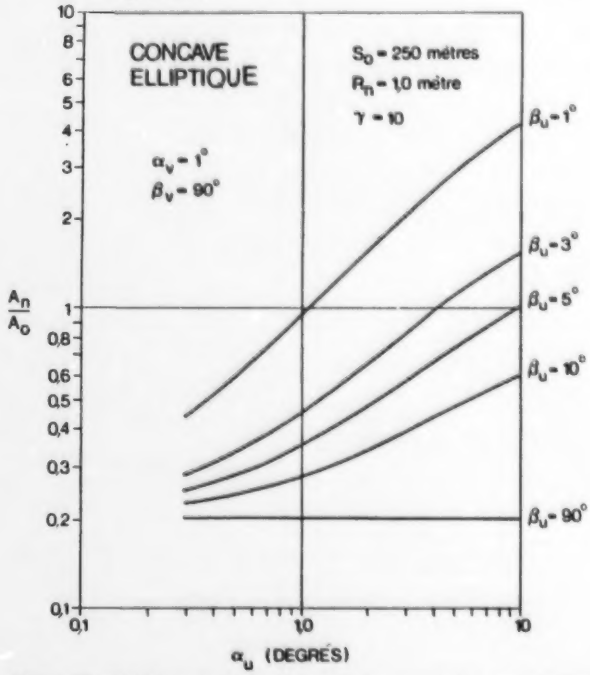


Figure 37. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité γ = 10 pour différentes valeurs de β_u et β_v = 90° (soit un marais partiellement non régénératif).

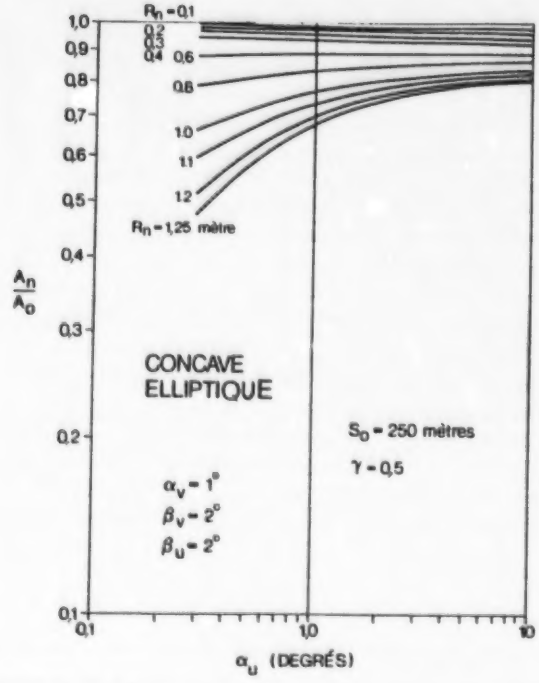


Figure 38. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité γ = 0.5 pour différentes valeurs de R_n.

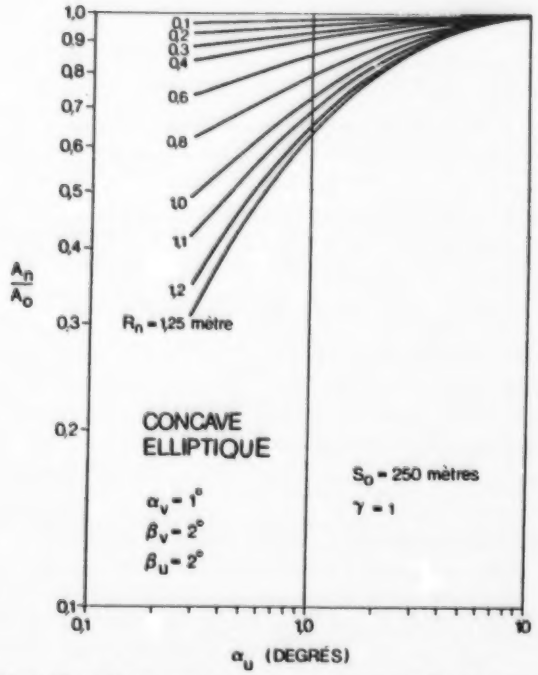


Figure 39. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité γ = 1.0 pour différentes valeurs de R_n.

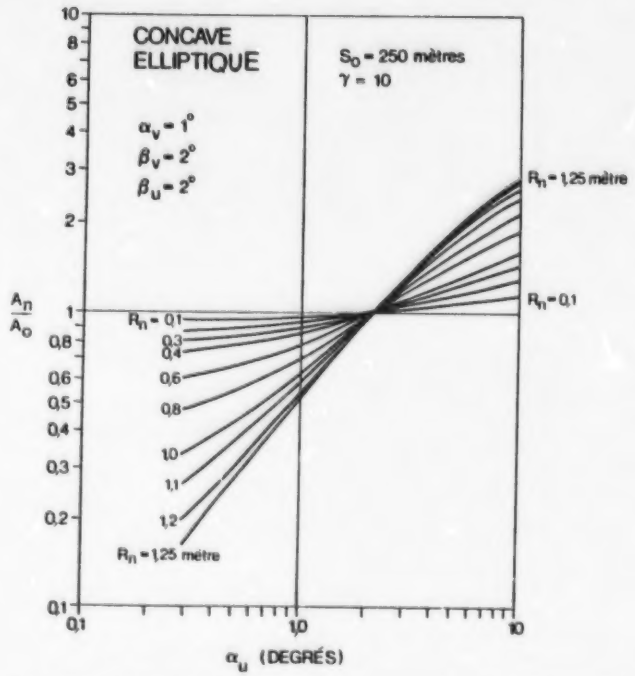


Figure 40. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité γ = 10 pour différentes valeurs de R_n.

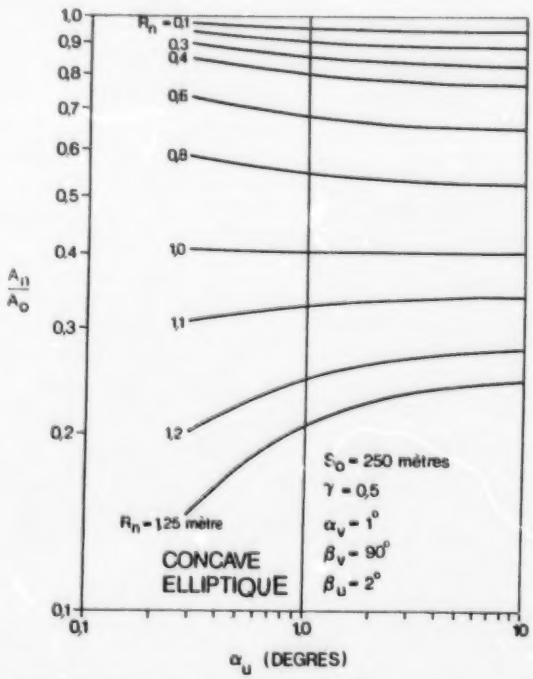


Figure 41. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité γ = 0.5 pour différentes valeurs de R_n et β_v = 90° (soit un marais partiellement non régénératif).

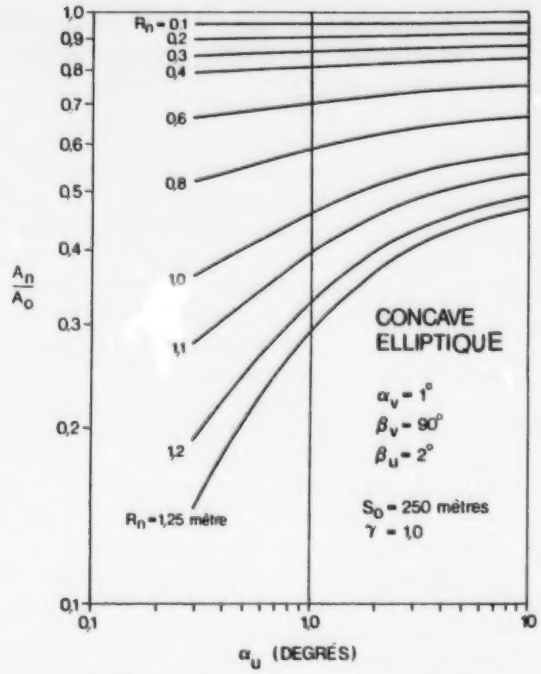


Figure 42. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité γ = 1.0 pour différentes valeurs de R_n et β_v = 90° (soit un marais partiellement non régénératif).

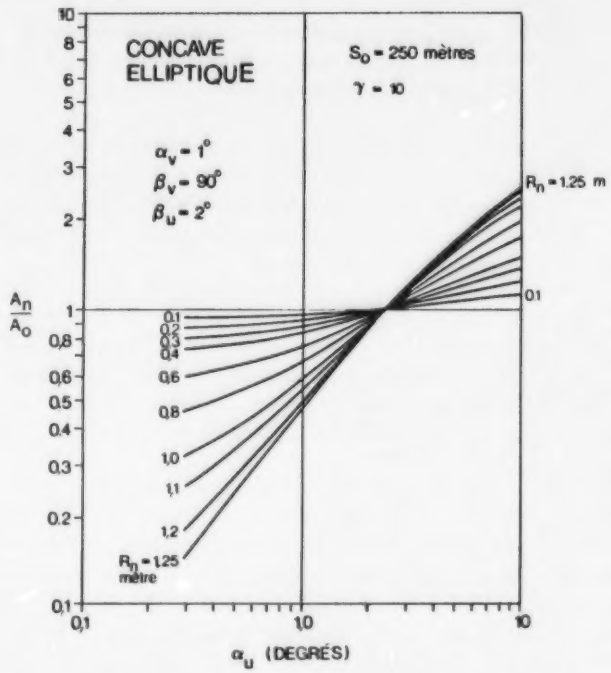


Figure 43. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u et un facteur d'ellipticité γ = 10 pour différentes valeurs de R_n et β_v = 90° (soit un marais partiellement non régénératif).

Il saute aux yeux qu'un ensemble infini de combinaisons de la multitude des paramètres [(α_u, β_u), (α_v, β_v), S_{ou}, S_{ov}, R_n, d, γ] se retrouvant dans les marais à rive elliptique concave et convexe peut être utilisé pour créer des familles de courbes semblables à celles représentées aux figures 26 à 43. Le lecteur aura peut-être intérêt à tracer lui-même les courbes caractéristiques de certaines régions données. Quant à nous, nous n'en créerons plus aucune ici. Les quatre prochaines figures montreront plutôt brièvement l'effet de γ (soit l'ellipticité) sur les relations de A_n/A_o en fonction de α_u.

La figure 44 représente A_n/A_o en fonction des courbes α_u propres à un marais à rive elliptique concave défini par α_v = 1°, β_u = 2°, β_v = 2°, S_{ou} = 250 m et R_n = 1.0 m, d = 1.25 m, et possédant la capacité d'établir un équilibre végétatif parfaitement efficace pour une série d'ellipticités γ variant de 0.5 (correspondant à un marais dont l'axe v serait raccourci) à 10 (correspondant à un marais dont l'axe u serait raccourci). Les traits marquants de la figure 44 sont :

a) Un point charnière distinct apparaît dans la famille de courbes montrant que pour un marais elliptique

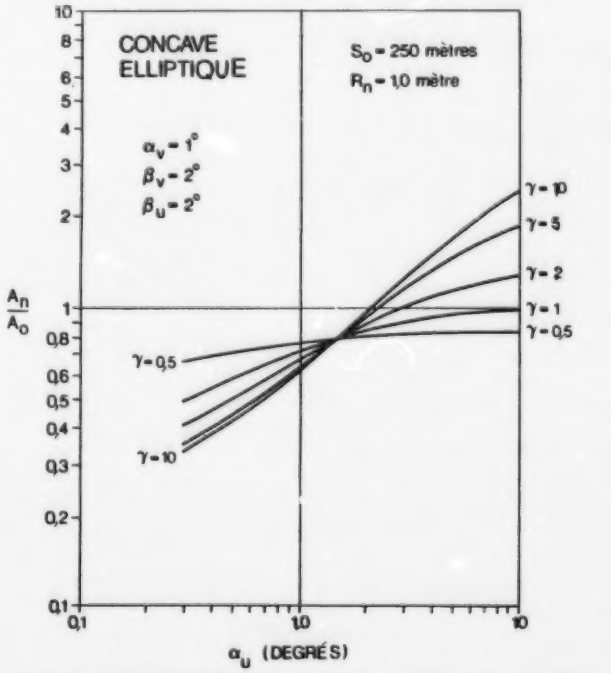


Figure 44. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u pour différentes valeurs du facteur d'ellipticité.

concave, il existe une valeur α_u pour laquelle le rapport A_n/A_o est indépendant de γ, c'est-à-dire indépendante de l'ellipticité de la rive du marais.

b) Pour les valeurs de α_u plus petites que la valeur du point charnière de α_u, la valeur de A_n/A_o décroît lorsque γ croît. Pour les valeurs de α_u plus grande que la valeur du point charnière de α_u, la valeur de A_n/A_o croît lorsque γ croît.

c) Suivant les pentes géométriques du bassin de marais, l'étendue de la superficie d'un marais à rive elliptique concave parfaitement régénératif peut soit augmenter $A_n/A_o > 1$, soit diminuer $A_n/A_o < 1$ avec une augmentation du niveau d'eau persistante.

La figure 45 montre la famille de courbes représentant la contre-partie de celles représentées à la figure 44 lorsqu'on impose comme condition que le marais elliptique concave soit tout à fait incapable d'établir un équilibre de régénération végétative le long de l'axe v (soit $\beta_v = 90^\circ$, ce qui correspond à des rives soit escarpées, soit rocheuses, rencontrées à la laisse des eaux). Si l'on compare la figure 45 (marais elliptique concave incapable de maintenir un équilibre végétatif) avec la figure 44 (marais elliptique concave capable d'établir aisément un équilibre végétatif intégral), on pourra voir que :

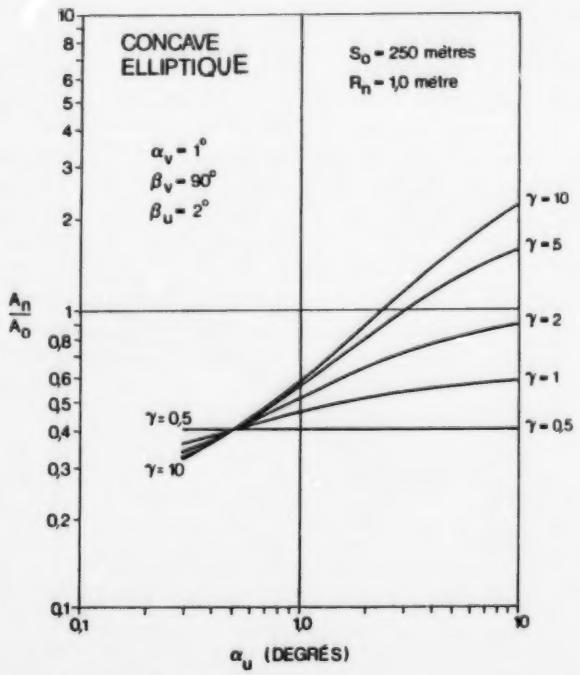


Figure 45. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique concave et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u pour différentes valeurs d'ellipticité et $\beta_v = 90^\circ$ (soit un marais partiellement non régénératif).

a) Le point charnière distinct définissant la valeur de α_u à laquelle la valeur de A_n/A_o est indépendante de l'ellipticité γ se retrouve à une valeur de α_u plus basse pour les marais capables de régénération végétative que pour la valeur α_u correspondant aux marais (de configurations géométriques autrement analogues) ne possédant pas une telle capacité de régénération. Dans le premier cas, la valeur charnière de $\alpha_u < \alpha_v$, tandis que dans le deuxième cas, $\alpha_u > \alpha_v$.

b) Pour les valeurs de α_u plus petites que la valeur du point charnière de α_u, A_n/A_o décroît lorsque γ croît, avec des valeurs de A_n/A_o de marais elliptique concave sans équilibre à un γ particulier plus bas que la valeur de A_n/A_o à ce γ pour le marais elliptique concave capable de rétablir un équilibre régénératif. Pour les valeurs de α_u plus grandes que la valeur du point charnière de α_u, A_n/A_o croît pendant que γ croît avec des valeurs de A_n/A_o pour le marais elliptique concave dépourvu d'équilibre à un γ encore une fois plus bas que la valeur de A_n/A_o à ce γ pour le marais elliptique concave capable de restaurer son équilibre. Les figures 44 et 45 montrent clairement que lorsque γ augmente, la différence entre le comportement des marais elliptiques concaves capables ou incapables d'établir un équilibre végétatif le long de l'axe v décroît progressivement à mesure que les deux types de marais se rapprochent de la condition de réponse de marais linéaire idéale.

De façon semblable, les effets de γ sur les marais à rive convexe sont décrits brièvement aux figures 46 et 47. La figure 46 montre les effets de γ sur la relation de A_n/A_o en fonction de α_u dans le cas d'un marais elliptique convexe aux paramètres fixes $\alpha_v = 1^\circ$, $\beta_u = \beta_v = 2^\circ$, $S_{ou} = 250$ m et $R_n = 1.0$ m. On part du principe que les marais possèdent des capacités d'équilibre végétatif intégrales. La situation correspondante au cas de ce marais elliptique convexe incapable de rétablir un équilibre végétatif le long de l'axe v (soit $\beta_v = 90^\circ$) est représentée à la figure 47. Les similitudes et les différences entre ces deux marais à rive elliptique convexe et leurs contreparties concaves (figures 44 et 45) apparaissent clairement.

Il est évident qu'une multitude de courbes peuvent être construites dans le cas de rives elliptiques convexes montrant l'impact sur A_n/A_o provenant de variations de R_n, S_{ou}, (α_u, β_u), (α_v, β_v), et R_n. L'examen de la gamme des capacités d'équilibre végétatif intermédiaires, allant de la régénération intégrale jusqu'à la régénération nulle, vient

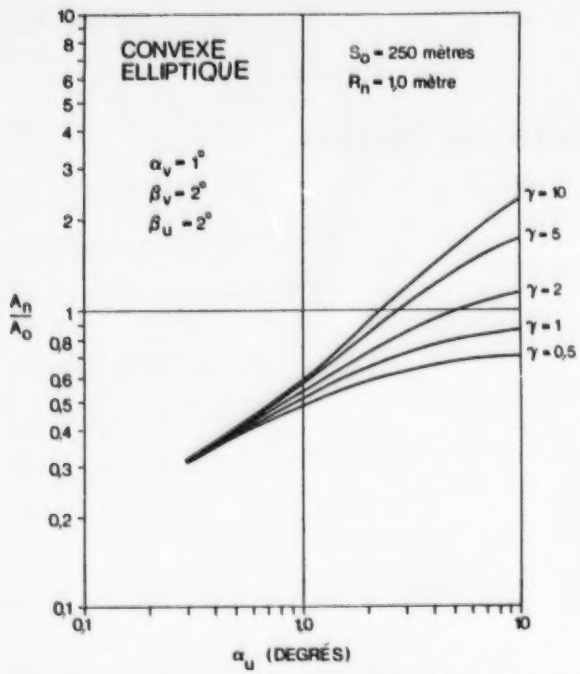


Figure 46. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique convexe et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u pour différentes valeurs du facteur d'ellipticité.

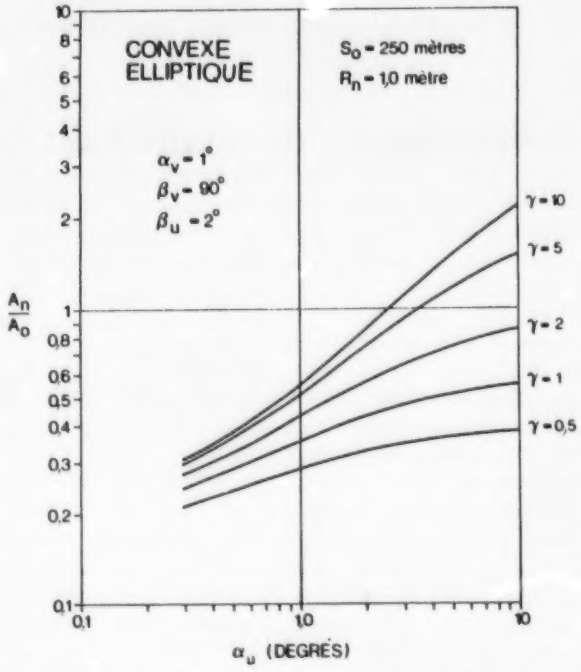


Figure 47. Relations entre A_n/A_o pour des marais à rive elliptique convexe et une pente sous l'eau de l'axe principal α_u pour différentes valeurs du facteur d'ellipticité et $\beta_v = 90°$ (soit un marais partiellement non régénératif).

s'ajouter à cette multitude. Il semble cependant que le grand nombre d'exemples montrés dans cette section, bien qu'ils soient extrêmement limités et restrictifs, en plus des exemples également limités de marais à rive linéaire, convexe ou concave présentés dans les sections précédentes, servira à illustrer la nature et l'impact des paramètres géométriques et physiques de bassin sur la vulnérabilité des marais face aux changements prolongés des niveaux d'eau.

Programme informatisé du modèle de marais

Dans ce manuscrit, on trouve un grand nombre de figures, (mais ce nombre n'est pas exhaustif), qui montrent les effets des changements persistants des niveaux d'eau ambiants sur des marais décrits par des concepts géométriques. Pour favoriser l'utilité maximale de ce modèle mathématique conceptuel, il faut pouvoir l'appliquer aux marais locaux qui intéressent tout particulièrement les chercheurs et les gestionnaires du milieu. On a donc conçu à cette fin un programme informatique interactif, facile à utiliser, intitulé MARSHMODEL (modèle de marais). Il a été écrit en langage BASIC pour IBM PC (annexe).

À ce stade-ci, on suppose de façon explicite que toutes les valeurs des niveaux de l'eau ambiants et persistants R_n (par rapport au niveau d'eau de référence) sont positives et ne dépassent pas une élévation supérieure à la valeur de d relative au marais étudié, soit $0 \leq R_n \leq d$. Bien qu'on ait examiné de près les cas de R_n à l'extérieur de cet intervalle de valeurs, dans le cas des marais à rive linéaire, on ne l'a pas fait pour les marais à rive concave, convexe ou elliptique. En effet, pour la grande majorité des conditions de niveaux de l'eau ambiants en Amérique du Nord, en particulier au cours des deux dernières décennies (caractérisées en grande partie par des niveaux de l'eau persistants au-dessus du niveau d'eau de référence), les valeurs de R_n à l'intérieur de l'intervalle $0 \leq R_n \leq d$ conviennent. De plus, le modèle de marais géométrique conceptuel développé ici est bien décrit dans ce document, sans qu'il soit nécessaire d'en compliquer la présentation par l'étude des cas pour $R_n < 0$ et $R_n > d$. Néanmoins, les situations dans lesquelles R_n peut devenir négatif (c'est-à-dire sous la laisse des eaux qui définit le niveau d'eau de référence dans le présent modèle) ou assez élevé pour inonder la végétation émergente de marais (c'est-à-dire $R_n > d$) se sont déjà produites et peuvent se produire de nouveau dans certaines circonstances. Par conséquent, on a rédigé MARSHMODEL de manière à inclure la possibilité que R_n dépasse, dans l'une ou l'autre direction, les limites $0 \leq R_n \leq d$. Les principales équations pour ces situations, en supposant qu'un équilibre de végétation peut être atteint entre le marais et les terrains hors de l'eau, sont les suivantes :

Pour $R_n < 0$

a) Rive linéaire

$$\frac{A_n}{A_o} = 1 \tag{17}$$

b) Rive concave

$$\frac{A_n}{A_o} = 1 + \frac{2R_n \cot \alpha}{2S_o - d \cot \alpha} \tag{18}$$

c) Rive convexe

$$\frac{A_n}{A_o} = 1 - \frac{2R_n \cot \alpha}{2S_o + d \cot \alpha} \tag{19}$$

d) Rive elliptique concave (équation (20) ci-dessous)

$$\frac{A_n}{A_o} = 1 + \frac{2R_n \cot \alpha_u \cot \alpha_v}{S_{ou} \cot \alpha_v + S_{ov} \cot \alpha_u - d \cot \alpha_u \cot \alpha_v}$$

e) Rive elliptique convexe (équation (21) ci-dessous)

$$\frac{A_n}{A_o} = 1 - \frac{2R_n \cot \alpha_u \cot \alpha_v}{S_{ou} \cot \alpha_v + S_{ov} \cot \alpha_u + d \cot \alpha_u \cot \alpha_v}$$

Pour $R_n > d$

a) Rive linéaire

$$\frac{A_n}{A_o} = \frac{\cot \beta}{\cot \alpha} \tag{22}$$

b) Rive concave

$$\frac{A_n}{A_o} = \left[\frac{2S_o + (2R_n - d) \cot \beta}{2S_o - d \cot \alpha}\right]\left[\frac{\cot \beta}{\cot \alpha}\right] \tag{23}$$

c) Rive convexe

$$\frac{A_n}{A_o} = \left[\frac{2S_o - (2R_n - d)\cot\beta}{2S_o + d\cot\alpha}\right]\left[\frac{\cot\beta}{\cot\alpha}\right] \qquad (24)$$

d) Rive elliptique concave (équation (25) ci-dessous)

$$\frac{A_n}{A_o} = \frac{S_{ou}\cot\beta_v + S_{ov}\cot\beta_u + (2R_n - d)\cot\beta_u\cot\beta_v}{S_{ou}\cot\alpha_v + S_{ov}\cot\alpha_u - d\cot\alpha_u\cot\alpha_v}$$

e) Rive elliptique convexe

$$\frac{A_n}{A_o} = \frac{S_{ou}\cot\beta_v + S_{ov}\cot\beta_u - (2R_n - d)\cot\beta_u\cot\beta_v}{S_{ou}\cot\alpha_v + S_{ov}\cot\alpha_u + d\cot\alpha_u\cot\alpha_v}$$

où tous les termes de ces équations ont déjà été définis.

Il faut noter que les équations (17) à (21) pour $R_n < 0$ sont indépendantes de l'angle β de la pente hors de l'eau. Les équations (22) à (26), par contre, ne sont pas indépendantes de l'angle β de la pente hors de l'eau. Donc, dans le cas de $R_n > d$, on peut établir les équations principales pour la situation dans laquelle aucun équilibre de végétation ne peut être atteint en substituant $\beta = 90°$.

Les équations principales pour les situations $0 < R_n < d$ sont telles que données dans le texte. Elles sont également incorporées au MARSHMODEL. Le programme informatique choisit automatiquement la méthode appropriée à partir des paramètres fournis par l'utilisateur.

Conclusion

Les fluctuations de niveau de l'eau, tant à court terme (c'est-à-dire saisonnières), qu'à long terme (pour des périodes beaucoup plus longues que saisonnières), sont extrêmement importantes dans la création et l'évolution des milieux humides le long d'un rivage. Il faut donc évaluer les activités naturelles et artificielles qui exercent un impact direct sur les niveaux d'eau, et mesurer leurs effets quantitatifs sur la survie et la transformation des milieux humides reliés aux changements des niveaux de l'eau. Ce rapport tente d'étudier les effets des fluctuations prolongées des niveaux de l'eau sur les marais le long de rivages tels que ceux du bassin des Grands Lacs (ou d'une étendue d'eau douce comparable).

Il est entendu que le marais est une conséquence, complexe et dynamique, du jeu des nombreux paramètres physiques, chimiques et biologiques qui définissent et dictent le comportement de la flore, de la faune et d'une foule d'interactions entre l'air, l'eau et le sol. Toutefois, ce rapport restreint son étude aux paramètres géométriques qui définissent le bassin. On a présenté un modèle mathématique conceptuel simple qui vise à relier les fluctuations de niveau de l'eau persistantes à la superficie des marais le long d'un rivage. La thèse fondamentale de ce modèle repose sur l'acceptation que la connaissance des angles des pentes du terrain sous l'eau et hors de l'eau permet de calculer l'étendue des terres soumises à l'inondation ou à la baisse du niveau de l'eau. Toutefois, ce modèle mathématique ne permet pas d'estimer avec précision l'impact sur les marais détruits en permanence ou régénérés, en partie ou totalement. On a plutôt étudié deux positions extrêmes de la ré-émergence des marais après une fluctuation persistante du niveau de l'eau. Ces deux extrêmes représentent l'un, la ré-émergence maximale du marais (on suppose que l'équilibre des groupements végétaux est établi entre les marais le long des rives et les régimes des prés et des marécages), l'autre la ré-émergence minimale du marais (on suppose alors qu'un tel équilibre de végétation ne peut être établi).

En conclusion, on souhaite que le modèle mathématique conceptuel de marais, présenté et élaboré dans ce rapport, trouve une application directe dans l'utilisation des vues synoptiques (photographies aériennes et images par satellite) des régimes de marais associés aux divers niveaux de l'eau. Les responsables de la gestion et de la planification des eaux trouveront utiles de telles descriptions mathématiques de l'impact sur les superficies des marais (des deux types de capacité de régénération) provoqué par les changements persistants du niveau de l'eau, en particulier, lorsqu'on envisage des projets de déviation de l'eau à une grande échelle.

Actuellement, on évalue le modèle présenté dans ce rapport et on étudie les limites à respecter lors des prévisions et des interprétations, à l'aire des données historiques des photographies aériennes prises des régions marécageuses de la Baie Georgienne et de North Channel. Les résultats de cette évaluation seront bientôt disponibles.

Références

Burton, T.M. 1985. The Effects of Water Level Fluctuations on Great Lakes Coastal Marshes, pp. 3-13. Dans *Coastal Wetlands*, préparé par H.H. Prince et F.M. D'Itri, Lewis Pub. Inc.

Bukata, R.P., A.G. Bobba, J.E. Bruton, et J.H. Jerome. 1978. The application of apparent radiance data to the determination of groundwater flow pathways from satellite altitudes. Can. J. Spectros., 23: 79-91.

Bukata, R.P., J.E. Bruton, et J.H. Jerome. 1982. The futility of using remotely-determined chlorophyll concentrations to infer acid stress in lakes. Can. J. Remote Sensing, 8: 38-41.

Butera, M.K. 1985. Remote Sensing of Coastal Wetlands: Where is Research Headed? Proc. Working Group Meeting, Int. Rem. Sens. Data in Geog. Info. Syst. Proc. Global Res. Info. Washington, D.C. CERMA Int. Conf. Series, pp. 4.1-4.11.

Carter, V. 1978. Coastal Wetlands: Role of Remote Sensing. Proc. of Coastal Zone 1978 Meeting, San Francisco, pp. 1261-83.

Chapman, L.J. et D.F. Putnam. 1966. *The Physiography of Southern Ontario*. 2e éd., University of Toronto Press, 386 p.

Civco, D.L., W.C. Kennard, et M.W. Lefor. 1986. Changes in Connecticut salt-marsh vegetation as revealed by historical photographs and computer-assisted cartographics. Environ. Manage., 10: 229-39.

Commission mixte internationale. 1976. Régularisation accrue des Grands Lacs. Washington, D.C. et Ottawa, Canada.

Commission mixte internationale. 1978. *Environmental Management Strategy for the Great Lakes System*. Report resulting from International Reference Group on Great Lakes Pollution from Land Use Activities (PLUARG), Windsor (Ontario), 115 p.

Conseil international de la dérivation et de la consommation des eaux des Grands Lacs. 1981. Great Lakes Diversion and Consumptive Uses. Rapport présenté à la Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

Conseil international du niveau des Grands Lacs. 1973. *Regulation of Great Lakes Water Levels*. Rapport présenté à la Commission mixte internationale, Windsor (Ontario), 294 p.

Environnement Canada. 1981. Terres humides du Canada. Direction générale des terres. Série de la classification écologique du territoire nº 14. Ottawa (Ontario).

Geis, J.W. 1979. Shoreline processes affecting the distribution of wetland habitat. Trans. N. Am. Wildl. Nat. Resour. Conf., 44: 529-42.

Geis, J.W., et J.L. Kee. 1977. *Coastal Wetlands along Lake Ontario and St. Lawrence River in Jefferson County, New York*. State University of New York, Syracuse, 130 p.

Gosselink, J., et E. Turner. 1978. The role of hydrology in freshwater wetland ecosystems, pp. 63-78. Dans *Freshwater Wetlands: Ecological Processes and Management Potential*, préparé par R. Good, D. Whigham, et R. Simpson, Academic Press, 378 p.

Great Lakes Basin Commission. 1975. Water Levels and Flows. Appendix 11. *Great Lakes Basin Framework Study*, Ann Arbor, MI, 206 p.

Greeson, P.E., J.R. Clark, et J.E. Clark, rédacteurs. 1979. *Wetland Functions and Values: the State of Our Under-Standing*. Am. Water Resour. Assoc., 674 p.

Gross, M.F., et V. Klemas. 1985. Discrimination of coastal vegetation and biomass using AIS data. Proc. Airborne Imaging Spectrometer Data Analysis Workshop, NASA, JPL, pp. 129-33.

Hardisky, M.A., et V. Klemas. 1983. Tidal Wetlands Natural and Human-Made Changes from 1973 to 1979 in Delaware: Mapping Techniques and Results. Environ. Manage., 1: 1-6.

Harris, S.W., et W.H. Marshall. 1963. Ecology of water-level manipulations on a northern marsh. Ecology, 44: 331-43.

Hutchinson, G.E. 1975. *A Treatise on Limnology*. Vol. 3, Limnological Botany. John Wiley and Sons, New York.

Jaworski, E., et N. Raphael. 1978. *Fish, Wildlife and Recreational Values of Michigan's Coastal Wetlands*. Michigan Dept. of Natural Resources, Lansing, MI, 209 pp.

Jaworski, E., C. Raphael, P. Mansfield, et B. Williamson. 1979. *Impact of Great Lakes Water Level Fluctuations on Coastal Wetlands*. Institute of Water Res., Michigan State University, 351 p.

Keddy, P.A., et A.A. Reznicek. 1982. The role of seed banks in the persistence of Ontario's coastal plain flora. Am. J. Bot., 69: 13-22.

Keddy, P.A., et A.A. Reznicek. 1985. Vegetation Dynamics, Buried Seeds, and Water Level Fluctuations on the Shorelines of the Great Lakes, pp. 33-58. Dans *Coastal Wetlands*, préparé par H.H. Prince et F.M. D'Itri, Lewis Pub. Inc.

Klemas, V., D. Bartlett, et W. Philpot. 1978. Remote Sensing of Coastal Environment and Resources. Proc. of the Coastal Mapping Symposium, Am. Soc. of Photogrammetry, Rockville, MD, pp. 1-12.

Lyon, J.G. 1979. Remote Sensing of Coastal Wetlands and Habitat Quality of the St. Clair Flats, Michigan. Proc. 13th Int. Symp. on Remote Sensing of Environment, Ann Arbor, MI, pp. 1117-29.

Lyon, J. 1981. The Influence of Lake Michigan Water Levels on Wetland Soils and Distribution of Plants in the Straits of Mackinac, Michigan. Ph. D. Thesis, School of Natural Resources, University of Michigan, 132 p.

Lyon, J.G. et R.D. Drobney. 1984. Lake level effects as measured from aerial photos. J. Surv. Eng., 110: 103-11.

Pederson, R.L., et A.G. van der Valk. 1984. Vegetation Change and Seed Banks in Marshes: Ecological and Management Implications, pp. 253-61. Dans *Trans. of the Forth-ninth North American Wildlife and Natural Resources Conference*, préparé par K. Sabol, Wildlife Management Institute, Washington, D.C.

Reznicek, A.A., et P.A. Keddy. 1984. Discussion on lake level effects as measured from aerial photos by J.G. Lyon and R.D. Drobney. J. Surv. Eng., 10: 167-68.

Ridd, M.K., J.A. Merola, et R.A. Jaynes. 1981. Mapping shoreline fluctuations with digital LANDSAT data, Great Salt Lake, Utah. *Remote Sensing in Columbia*, Selected papers from first Columbian Symposium on Remote Sensing, pp. 85-93.

Sasser, C.E., M.D. Dozier, J.G. Gosselink, et J.M. Hill. 1986. Spatial and temporal changes in Louisiana's Barataria basin marshes, 1945-1980. Environ. Manage., 10: 671-80.

Shima, L., R. Anderson, et V. Carter. 1976. The use of aerial color infrared photography in mapping the vegetation of freshwater marsh. Chesapeake Science, 17: 74-86.

Simpson, R.L., R.E. Good, M.A. Leck, et D.F. Whigham. 1983. The ecology of freshwater tidal wetlands. Biosci., 33(4): 255-59.

van der Valk, A.G., et C.B. Davis. 1978. The role of seed banks in the vegetation dynamics of prairie glacial marshes. Ecology, 59: 322-35.

Whillans, T.H. 1982. Changes in marsh area along the Canadian shore of Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 8(3): 570-77.

Annexe
Liste du programme informatisé

Liste du programme informatisé

Le programme informatisé interactif MARSHMODEL (Modèle de marais), d'utilisation facile, est conçu pour déterminer la superficie d'un marais qui résulterait d'un changement donné du niveau de l'eau ambiant persistant. Même si l'utilisation de ce modèle informatisé est facilité par l'affichage de nombreux menus et messages pour les entrées, une très brève description du programme précède son inclusion ligne par ligne.

Le MARSHMODEL présente à la sortie la superficie résultante d'un marais (subséquente à un certain laps de temps qui résulte soit en une régénération végétative totale soit en une non-régénération végétative totale), par suite d'une augmentation ou d'une diminution du niveau de l'eau persistante. Ce résultat est aussi présenté comme un pourcentage d'augmentation ou de diminution de la superficie par rapport à la superficie initiale. Pour exécuter le programme, on suppose que les renseignements suivants peuvent être fournis aux messages à l'utilisateur :

a) Géométrie du marais : À choisir parmi les configurations suivantes : linéaire, concave, convexe, elliptique concave ou elliptique convexe.

b) Spécification d'entrée de la forme d'ellipse : Requise si une géométrie elliptique a été choisie. On peut soit préciser S_{ou} et S_{ov}, les longueurs des demi-axes le long des axes u et v d'un marais elliptique au niveau d'eau de référence, soit choisir un format utilisant S_{ou} et le facteur d'ellipticité γ ($\gamma = S_{ov}/S_{ou}$), assurant ainsi une cohérence avec les illustrations présentées dans ce rapport.

c) Format d'entrée de la pente : On peut soit indiquer les angles (en degrés), soit donner des rapports élévation/longueur (exprimés sous la forme 1 sur x). Cette dernière terminologie de rapport pourrait s'avérer plus pratique lorsque les données réelles saisies sont utilisées, et élimine la nécessité de déterminer les valeurs angulaires des pentes du terrain.

d) Limite de la végétation émergente : On a supposé, dans presque tout ce document, une limite de végétation émergente de 1.25 m. Toutefois, des mesures prises à pied d'oeuvre ou une connaissance intime du marais peuvent faire varier ce chiffre.

e) Pente sous l'eau et pente hors de l'eau : Pour une géométrie elliptique, les deux paramètres des axes u et v sont requis.

f) S_o ou (S_{ou}, S_{ov}) ou (S_{ou}, γ) : Ces paramètres sont requis pour des géométries non linéaires.

g) Niveau de l'eau initial : Exprimé comme un écart du niveau d'eau de référence, soit positif ou négatif.

h) Niveau de l'eau subséquent : Exprimé également comme un écart positif ou négatif par rapport au niveau d'eau de référence.

i) Superficie initiale du marais : Pour prévoir des changements dans la superficie d'un marais résultant de changements persistants du niveau de l'eau ambiant survenus dans des conditions de régénération maximale du milieu humide, il suffit d'exécuter le programme en suivant les instructions d'utilisation facile. Pour prévoir des changements dans la superficie d'un marais résultant de changements persistants du niveau de l'eau ambiant survenus dans des conditions de régénération nulle du milieu humide, substituer la valeur de 90° pour la pente hors de l'eau à la valeur réelle de la pente hors de l'eau. (Ceci suppose une substitution directe de 90° si le format d'entrée de pentes (angles) a été choisi, ou une substitution de 0 si le format d'entrée de rapport «1 sur x» pour les pentes a été choisi.)

Des messages d'avertissement clignotent pour l'utilisateur lorsque des incohérences dans les paramètres sont décelées. Un exemple d'une telle incohérence concerne les

grandeurs relatives des termes d cot α (la grandeur de l'étendue linéaire du marais sous l'eau) et S_0 (la distance du centre de courbure d'un marais à rive courbe à la laisse des eaux). Pour des géométries concaves, la situation pour laquelle d cot $\alpha > S_0$ correspond à une configuration géométrique impossible, et l'utilisateur est informé chaque fois que les données d'entrée contiennent de telles incompatibilités.

```
100 '                          M A R S H M O D E L
101 '
102 '
103 '  THIS PROGRAM IS DESIGNED TO ESTIMATE ON AN INDIVIDUAL MARSH BASIS,
104 '  THE IMPACT ON THE EXISTING SHORELINE MARSH ACREAGE RESULTING FROM A
105 '  LONG-TERM CHANGE IN THE AMBIENT BASIN WATER LEVEL.
106 '
107 '
108 '  FROM:
109 '
110 '  A MATHEMATICAL DESCRIPTION OF THE EFFECTS OF PROLONGED WATER LEVEL
111 '  FLUCTUATIONS ON THE AREAL EXTENT OF MARSHLANDS
112 '
113 '  BY:
114 '
115 '  R.P. BUKATA, J.E. BRUTON, J.H. JEROME, AND W.S. HARAS
116 '
117 '
118 OPTION BASE 0
119 DEFDBL A-F,L,O-Z
120 DEFINT G-K,M-N
121 DIM A(2),R(2),IR(2)
122 KEY OFF
123 BLANK$=SPACE$(77)
124 BORDER$=STRING$(77,205)
125 FMT$="#######.###"
126 LF$=CHR$(10)
127 DEGTORAD=ATN(1#)/45#
128 ON ERROR GOTO 3000
129 CLS
130 GOSUB 1000
131 PRINT "ENTER DESCRIPTIVE TITLE ";
132 GOSUB 5000
133 GOSUB 1000
134 LINE INPUT;TITLE$
135 CLS
136 PRINT TITLE$+LF$
137 PRINT "MARSH GEOMETRIES"+LF$
138 PRINT "LINEAR                1"+LF$
139 PRINT "CONCAVE               2"+LF$
140 PRINT "CONVEX                3"+LF$
141 PRINT "CONCAVE ELLIPTICAL    4"+LF$
142 PRINT "CONVEX  ELLIPTICAL    5"
143 GOSUB 1000
144 INPUT;"SELECT MARSH GEOMETRY AND ENTER CORRESPONDING NUMBER ",GEOM
145 IF NOT (1<=GEOM AND GEOM<=5) THEN ERROR=255
146 IF GEOM<=3 THEN GOTO 155
147 CLS
148 PRINT TITLE$+LF$
149 PRINT "ELLIPSE SHAPE SPECIFICATION"+LF$
150 PRINT "SPECIFY Sou AND Sov      1"+LF$
151 PRINT "SPECIFY Sou AND GAMMA    2"
152 GOSUB 1000
153 INPUT;"SELECT ELLIPSE SHAPE SPECIFICATION ",IE
```

```
154 IF IE<>1 AND IE<>2 THEN ERROR=255
155 CLS
156 PRINT TITLE$+LF$
157 PRINT "SLOPE FORMATS"+LF$
158 PRINT "SLOPE INPUT AS RATIO (1/X)        1"+LF$
159 PRINT "SLOPE INPUT AS ANGLE (DEGREES)    2"
160 GOSUB 1000
161 INPUT;"SELECT SLOPE INPUT FORMAT ",IS
162 IF IS<>1 AND IS <>2 THEN ERROR=255
163 CLS
164 PRINT TITLE$+LF$
165 ON GEOM GOTO 166,168,170,172,174
166 GEOM$="LINEAR"
167 GOTO 175
168 GEOM$="CONCAVE"
169 GOTO 175
170 GEOM$="CONVEX"
171 GOTO 175
172 GEOM$="CONCAVE ELLIPTICAL"
173 GOTO 175
174 GEOM$="CONVEX ELLIPTICAL"
175 PRINT "MARSH GEOMETRY IS "+GEOM$+LF$
176 PRINT "EMERGENT VEGETATION LIMIT d"+LF$
177 ON GEOM GOTO 178,178,178,186,186
178 ON IS GOTO 179,182
179 PRINT "OFFSHORE SLOPE ... ONE IN"+LF$
180 PRINT "ONSHORE  SLOPE ... ONE IN"+LF$
181 GOTO 184
182 PRINT "OFFSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(224)+LF$
183 PRINT "ONSHORE  SLOPE ANGLE "+CHR$(225)+LF$
184 IF GEOM<>1 THEN PRINT "RADIUS OF CURVATURE So"+LF$
185 GOTO 199
186 ON IS GOTO 187,192
187 PRINT "U AXIS OFFSHORE SLOPE "+CHR$(224)+"u ... ONE IN"
188 PRINT "U AXIS  ONSHORE SLOPE "+CHR$(225)+"u ... ONE IN"+LF$
189 PRINT "V AXIS OFFSHORE SLOPE "+CHR$(224)+"v ... ONE IN"
190 PRINT "V AXIS  ONSHORE SLOPE "+CHR$(225)+"v ... ONE IN"+LF$
191 GOTO 196
192 PRINT "U AXIS OFFSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(224)+"u"
193 PRINT "U AXIS  ONSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(225)+"u"+LF$
194 PRINT "V AXIS OFFSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(224)+"v"
195 PRINT "V AXIS  ONSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(225)+"v"+LF$
196 PRINT "U AXIS SEMI-AXIAL DISTANCE Sou"
197 IF IE=1 THEN PRINT "V AXIS SEMI-AXIAL DISTANCE Sov"+LF$
198 IF IE=2 THEN PRINT "ELLIPSE SHAPE SPECIFICATION GAMMA"+LF$
199 PRINT "INITIAL    WATER LEVEL RELATIVE TO DATUM"
200 PRINT "SUBSEQUENT WATER LEVEL RELATIVE TO DATUM"+LF$
201 PRINT "INITIAL   MARSH AREA"
202 PRINT "PREDICTED MARSH AREA"
203 PRINT "PER CENT CHANGE"
204 GOSUB 1000
205 INPUT;"ENTER EMERGENT VEGETATION LIMIT d ",D
206 IF D<0 THEN ERROR=255
207 LOCATE 5,55
```

```
208 PRINT USING FMT$;D;
209 ON GEOM GOTO 210,210,210,251,251
210 GOSUB 1000
211 ON IS GOTO 212,218
212 INPUT;"ENTER OFFSHORE SLOPE ... ONE IN ",SLA1
213 IF SLA1<0 THEN ERROR=255
214 SLA=SLA1
215 LOCATE 7,55
216 PRINT USING FMT$;SLA1;
217 GOTO 226
218 PRINT "ENTER OFFSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(224);
219 INPUT;" ",SLA2
220 IF NOT (0<=SLA2 AND SLA2<=90) THEN ERROR=255
221 IF SLA2>89.999 THEN SLA2=89.999
222 IF SLA2<.001 THEN SLA2=.001
223 SLA=1/TAN(SLA2*DEGTORAD)
224 LOCATE 7,55
225 PRINT USING FMT$;SLA2;
226 GOSUB 1000
227 ON IS GOTO 228,234
228 INPUT;"ENTER ONSHORE SLOPE ... ONE IN ",SLB1
229 IF SLB1<0 THEN ERROR=255
230 SLB=SLB1
231 LOCATE 9,55
232 PRINT USING FMT$;SLB1;
233 GOTO 242
234 PRINT "ENTER ONSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(225);
235 INPUT;" ",SLB2
236 IF NOT (0<=SLB2 AND SLB2<=90) THEN ERROR=255
237 IF SLB2>89.999 THEN SLB2=89.999
238 IF SLB2<.001 THEN SLB2=.001
239 SLB=1/TAN(SLB2*DEGTORAD)
240 LOCATE 9,55
241 PRINT USING FMT$;SLB2;
242 K=9
243 IF GEOM=1 THEN GOTO 332
244 GOSUB 1000
245 INPUT;"ENTER RADIUS OF CURVATURE So ",S0U
246 IF S0U<0 THEN ERROR=255
247 LOCATE 11,55
248 K=11
249 PRINT USING FMT$;S0U;
250 GOTO 332
251 GOSUB 1000
252 ON IS GOTO 253,259
253 INPUT;"ENTER U AXIS OFFSHORE SLOPE ... ONE IN ",SLUA1
254 IF SLUA1<0 THEN ERROR=255
255 SLUA=SLUA1
256 LOCATE 7,55
257 PRINT USING FMT$;SLUA1;
258 GOTO 267
259 PRINT "ENTER U AXIS OFFSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(224)+"u";
260 INPUT;" ",SLUA2
261 IF NOT (0<=SLUA2 AND SLUA2<=90) THEN ERROR=255
```

```
262 IF SLUA2>89.999 THEN SLUA2=89.999
263 IF SLUA2<.001 THEN SLUA2=.001
264 SLUA=1/TAN(SLUA2*DEGTORAD)
265 LOCATE 7,55
266 PRINT USING FMT$;SLUA2;
267 GOSUB 1000
268 ON IS GOTO 269,275
269 INPUT;"ENTER U AXIS ONSHORE SLOPE ... ONE IN ",SLUB1
270 IF SLUB1<0 THEN ERROR=255
271 SLUB=SLUB1
272 LOCATE 8,55
273 PRINT USING FMT$;SLUB1;
274 GOTO 283
275 PRINT "ENTER U AXIS ONSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(225)+"u";
276 INPUT;" ",SLUB2
277 IF NOT (0<=SLUB2 AND SLUB2<=90) THEN ERROR=255
278 IF SLUB2>89.999 THEN SLUB2=89.999
279 IF SLUB2<.001 THEN SLUB2=.001
280 SLUB=1/TAN(SLUB2*DEGTORAD)
281 LOCATE 8,55
282 PRINT USING FMT$;SLUB2;
283 K=8
284 GOSUB 1000
285 ON IS GOTO 286,292
286 INPUT;"ENTER V AXIS OFFSHORE SLOPE ... ONE IN ",SLVA1
287 IF SLVA1<0 THEN ERROR=255
288 SLVA=SLVA1
289 LOCATE 10,55
290 PRINT USING FMT$;SLVA1;
291 GOTO 300
292 PRINT "ENTER V AXIS OFFSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(224)+"v";
293 INPUT;" ",SLVA2
294 IF NOT (0<=SLVA2 AND SLVA2<=90) THEN ERROR=255
295 IF SLVA2>89.999 THEN SLVA2=89.999
296 IF SLVA2<.001 THEN SLVA2=.001
297 SLVA=1/TAN(SLVA2*DEGTORAD)
298 LOCATE 10,55
299 PRINT USING FMT$;SLVA2;
300 GOSUB 1000
301 ON IS GOTO 302,308
302 INPUT;"ENTER V AXIS ONSHORE SLOPE ... ONE IN ",SLVB1
303 IF SLVB1<0 THEN ERROR=255
304 SLVB=SLVB1
305 LOCATE 11,55
306 PRINT USING FMT$;SLVB1;
307 GOTO 316
308 PRINT "ENTER V AXIS ONSHORE SLOPE ANGLE "+CHR$(225)+"v";
309 INPUT;" ",SLVB2
310 IF NOT (0<=SLVB2 AND SLVB2<=90) THEN ERROR=255
311 IF SLVB2>89.999 THEN SLVB2=89.999
312 IF SLVB2<.001 THEN SLVB2=.001
313 SLVB=1/TAN(SLVB2*DEGTORAD)
314 LOCATE 11,55
315 PRINT USING FMT$;SLVB2;
```

```
316 K=11
317 GOSUB 1000
318 INPUT;"ENTER U AXIS SEMI-AXIAL DISTANCE Sou ",S0U
319 IF S0U<0 THEN ERROR=255
320 LOCATE 13,55
321 PRINT USING FMT$;S0U;
322 GOSUB 1000
323 IF IE=1 THEN INPUT;"ENTER V AXIS SEMI-AXIAL DISTANCE Sov ",S0V
324 IF IE=2 THEN INPUT;"ENTER GAMMA ",GAMMA#
325 IF IE=2 THEN S0V=S0U*GAMMA#
326 IF S0V<0 THEN ERROR=255
327 LOCATE 14,55
328 K=14
329 IF IE=1 THEN PRINT USING FMT$;S0V;
330 IF IE=2 THEN PRINT USING FMT$;GAMMA#
331 R(0)=0
332 GOSUB 1000
333 INPUT;"ENTER INITIAL WATER LEVEL RELATIVE TO DATUM ",R(1)
334 IF R(1)<0 THEN IR(1)=1
335 IF 0<=R(1) AND R(1)<=D THEN IR(1)=2
336 IF R(1)>D THEN IR(1)=3
337 LOCATE K+2,55
338 PRINT USING FMT$;R(1);
339 GOSUB 1000
340 INPUT;"ENTER SUBSEQUENT WATER LEVEL RELATIVE TO DATUM ",R(2)
341 IF R(2)<0 THEN IR(2)=1
342 IF 0<=R(2) AND R(2)<=D THEN IR(2)=2
343 IF R(2)>D THEN IR(2)=3
344 LOCATE K+3,55
345 PRINT USING FMT$;R(2);
346 GOSUB 1000
347 INPUT;"ENTER INITIAL MARSH AREA ",A(1)
348 IF A(1)<0 THEN ERROR=255
349 ON ERROR GOTO 0
350 LOCATE K+5,55
351 PRINT USING FMT$;A(1);
352 LOCATE 23,1
353 PRINT SPACE$(79);
354 LOCATE 24,1
355 PRINT SPACE$(79);
356 LOCATE 25,1
357 PRINT SPACE$(79);
358 ON GEOM GOTO 359,359,359,362,362
359 COTALPHAU=SLA
360 COTBETAU=SLB
361 GOTO 366
362 COTALPHAU=SLUA
363 COTBETAU=SLUB
364 COTALPHAV=SLVA
365 COTBETAV=SLVB
366 N=1
367 GOSUB 7000
368 A(0)=A(1)/Q
369 N=2
```

```
370 GOSUB 7000
371 A(2)=A(0)*Q
372 LOCATE K+6,55
373 PRINT USING FMT$;A(2);
374 PCC=100#*(A(2)-A(1))/A(1)
375 LOCATE K+7,55
376 PRINT USING FMT$;PCC;
377 RHI=-1000
378 RLO=1000
379 FOR I=0 TO 2
380 IF R(I)<RLO THEN RLO=R(I)
381 IF R(I)>RHI THEN RHI=R(I)
382 NEXT I
383 IWARN=0
384 ON GEOM GOTO 401,385,387,389,392
385 IF (S0U+(RLO-D)*COTALPHAU)<0 THEN IWARN=IWARN+1
386 GOTO 394
387 IF (S0U-RHI*COTBETAU)<0 THEN IWARN=IWARN+1
388 GOTO 394
389 IF (S0U+(RLO-D)*COTALPHAU)<0 THEN IWARN=IWARN+1
390 IF (S0V+(RLO-D)*COTALPHAV)<0 THEN IWARN=IWARN+2
391 GOTO 394
392 IF (S0U-RHI*COTBETAU)<0 THEN IWARN=IWARN+1
393 IF (S0V-RHI*COTBETAV)<0 THEN IWARN=IWARN+2
394 IF IWARN=0 THEN GOTO 401
395 LOCATE 22,1
396 PRINT "WARNING...PARAMETER INCONSISTENCY DETECTED FOR ";
397 IF IWARN=1 THEN PRINT "U AXIS"
398 IF IWARN=2 THEN PRINT "V AXIS"
399 IF IWARN=3 THEN PRINT "BOTH AXES"
400 BEEP
401 END
402 '
403 '
1000 LOCATE 23,1
1001 PRINT CHR$(201)+BORDER$+CHR$(187);
1002 LOCATE 24,1
1003 PRINT CHR$(186)+BLANK$+CHR$(186);
1004 LOCATE 25,1
1005 PRINT CHR$(200)+BORDER$+CHR$(188);
1006 LOCATE 24,2
1007 RETURN
1008 '
1009 '
3000 GOSUB 1000
3001 BEEP
3002 PRINT "INPUT OUT OF RANGE ... PLEASE RETRY";
3003 GOSUB 5000
3004 BEEP
3005 IF ERL=145 THEN RESUME 143
3006 IF ERL=154 THEN RESUME 152
3007 IF ERL=162 THEN RESUME 160
3008 IF ERL=206 THEN RESUME 204
3009 IF ERL=213 THEN RESUME 210
```

```
3010 IF ERL=220 THEN RESUME 210
3011 IF ERL=229 THEN RESUME 226
3012 IF ERL=236 THEN RESUME 226
3013 IF ERL=246 THEN RESUME 244
3014 IF ERL=254 THEN RESUME 251
3015 IF ERL=261 THEN RESUME 251
3016 IF ERL=270 THEN RESUME 267
3017 IF ERL=277 THEN RESUME 267
3018 IF ERL=287 THEN RESUME 284
3019 IF ERL=294 THEN RESUME 284
3020 IF ERL=303 THEN RESUME 300
3021 IF ERL=310 THEN RESUME 300
3022 IF ERL=319 THEN RESUME 317
3023 IF ERL=326 THEN RESUME 322
3024 IF ERL=348 THEN RESUME 346
3025 STOP
3026 '
3027 '
5000 T=TIMER
5001 WHILE (TIMER-T)<1
5002 WEND
5003 RETURN
5004 '
5005 '
7000 ON IR(N) GOTO 7001,7017,7039
7001 LINEAR=1
7002 ON GEOM GOTO 7003,7005,7007,7009,7013
7003 Q=LINEAR
7004 RETURN
7005 Q=1+(2*R(N)*COTALPHAU)/(2*S0U-D*COTALPHAU)
7006 RETURN
7007 Q=1-(2*R(N)*COTALPHAU)/(2*S0U+D*COTALPHAU)
7008 RETURN
7009 QN=2*R(N)*COTALPHAU*COTALPHAV
7010 QD=S0U*COTALPHAV+S0V*COTALPHAU-D*COTALPHAU*COTALPHAV
7011 Q=1+QN/QD
7012 RETURN
7013 QN=2*R(N)*COTALPHAU*COTALPHAV
7014 QD=S0U*COTALPHAV+S0V*COTALPHAU+D*COTALPHAU*COTALPHAV
7015 Q=1-QN/QD
7016 RETURN
7017 LINEAR=1-R(N)/D+(R(N)/D)*(COTBETAU/COTALPHAU)
7018 FACTOR=1
7019 IF GEOM=1 THEN GOTO 7037
7020 B0U=D*COTALPHAU
7021 BNU=(D-R(N))*COTALPHAU+R(N)*COTBETAU
7022 YNU=R(N)*COTBETAU
7023 IF GEOM=2 THEN FACTOR=1+(R(N)/(2*S0U-B0U))*(COTALPHAU+COTBETAU)
7024 IF GEOM=3 THEN FACTOR=1-(R(N)/(2*S0U+B0U))*(COTALPHAU+COTBETAU)
7025 IF GEOM=2 OR GEOM=3 THEN GOTO 7037
7026 B0V=D*COTALPHAV
7027 BNV=(D-R(N))*COTALPHAV+R(N)*COTBETAV
7028 YNV=R(N)*COTBETAV
7029 IF GEOM=5 THEN GOTO 7034
```

```
7030 FACTORN=-BNV+S0V+YNV+(S0U+YNU)*(BNV/BNU)
7031 FACTORD=-B0V+S0V+S0U*(B0V/B0U)
7032 FACTOR=FACTORN/FACTORD
7033 GOTO 7037
7034 FACTORN=+BNV+S0V-YNV+(S0U-YNU)*(BNV/BNU)
7035 FACTORD=+B0V+S0V+S0U*(B0V/B0U)
7036 FACTOR=FACTORN/FACTORD
7037 Q=FACTOR*LINEAR
7038 RETURN
7039 LINEAR=COTBETAU/COTALPHAU
7040 ON GEOM GOTO 7041,7043,7045,7047,7051
7041 Q=LINEAR
7042 RETURN
7043 Q=(2*S0U+(2*R(N)-D)*COTBETAU)/(2*S0U-D*COTALPHAU)*LINEAR
7044 RETURN
7045 Q=(2*S0U-(2*R(N)-D)*COTBETAU)/(2*S0U+D*COTALPHAU)*LINEAR
7046 RETURN
7047 QN=S0U*COTBETAV+S0V*COTBETAU+(2*R(N)-D)*COTBETAU*COTBETAV
7048 QD=S0U*COTALPHAV+S0V*COTALPHAU-D*COTALPHAU*COTALPHAV
7049 Q=QN/QD
7050 RETURN
7051 QN=S0U*COTBETAV+S0V*COTBETAU-(2*R(N)-D)*COTBETAU*COTBETAV
7052 QD=S0U*COTALPHAV+S0V*COTALPHAU+D*COTALPHAU*COTALPHAV
7053 Q=QN/QD
7054 RETURN
7055 '
7056 '
7057 'END
```